

# Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa

Vuosiraportti 2009

Raimo Mustonen (toim.)

Strålningsövervakning av miljön i Finland  
Årsrapport 2009  
Surveillance of Environmental Radiation in Finland  
Annual Report 2009



# Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa

Vuosiraportti 2009

Raimo Mustonen (toim.)



Strålningsövervakning av miljön i Finland

Årsrapport 2009

Surveillance of Environmental Radiation in Finland

Annual Report 2009

Edita Prima Oy, Helsinki 2010

ISBN 978-952-478-572-3 (nid.)

ISBN 978-952-478-573-0 (pdf)

ISSN 0781-1713

*MUSTONEN Raimo (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2009. STUK-B 117. Helsinki 2010. 71 s.*

**Avainsanat:** säteilyvalvonta, ulkoinen säteily, ilma, laskeuma, vesi, maito, elintarvikkeet, ihminen

## Esipuhe

Ympäristön säteilyvalvonnan tavoitteena on olla jatkuvasti tietoinen siitä elinympäristössä esiintyvistä keinotekoisesta säteilystä, jolle väestö altistuu. Toisena tavoitteena on havaita kaikki merkittävät muutokset ympäristön säteilytasoissa ja radioaktiivisten aineiden esiintymisessä ympäristössä. Lisäksi säteilyvalvonnalla varmistetaan, että väestön altistuminen säteilylle ei ole ristiriidassa säteilysuojelun perusperiaatteiden kanssa ja että säteilylainsäädännössä asetettuja annosrajoja ei ylitetä. Jatkuvatoimisella säteilyvalvonnalla myös ylläpidetään ja kehitetään valmiutta reagoida nopeasti ja asiantuntevasti poikkeuksellisiin säteilytilanteisiin.

Tämä raportti sisältää yhteenvedon ympäristön säteilyvalvonnan tuloksista vuonna 2009 sekä eräitä vertailuja aikaisempien vuosien tuloksiin. Ympäristön säteilyvalvontaan kuuluu keinotekoisien säteilyn ja keinotekoisien radioaktiivisten aineiden valvonta ympäristössä. Luonnonsäteily ja luonnon radioaktiiviset aineet eivät kuulu tämän valvontaohjelman piiriin, vaikka valtaosa väestön säteilyaltistuksesta saadaankin luonnonsäteilystä. Altistumista luonnonsäteilylle valvotaan erikseen silloin, kun on aiheellista epäillä, että luonnon radioaktiiviset aineet aiheuttavat väestölle poikkeuksellisen suuria säteilyannoksia (mm. radon sisäilmassa ja luonnon radioaktiiviset aineet talousvedessä). Ydinvoimalaitosten lähiympäristön säteilyvalvonnasta vastaavat voimayhtiöt ja niiden valvontatulokset raportoidaan erikseen.

Suomessa ympäristön säteilyvalvonnasta vastaa Säteilyturvakeskus (STUK). Valvontavelvoite perustuu Säteilyturvakeskuksesta annettuun asetukseen ja toisaalta säteilyasetukseen. Myös Euratom-sopimus velvoittaa Euroopan Unionin jäsenmaita jatkuvasti valvomaan radioaktiivisuuden tasoja ilmassa, vedessä ja maaperässä. Säteilyturvakeskuksen lisäksi myös Ilmatieteen laitos ja puolustusvoimat seuraavat omilla havaintoasemillaan säteilyn esiintymistä ympäristössä.

Säteilyturvakeskuksen yhteistyökumppanit ympäristön säteilyvalvonnassa keräävät ja toimittavat näytteitä analysoitavaksi, osallistuvat kokokehomittauksiin, tai vastaavat keräysasemien toiminnasta. Säteilyturvakeskus haluaa kiittää hyvää yhteistyöstä ulkoisen säteilyn valvontaverkon asemien hoitajia sekä seuraavia yhteistyökumppaneita: Puolustusvoimat, Ilmatieteen laitos, Lapin ilmatieteellinen tutkimuskeskus, Kaakkois-Suomen rajavartiosto, Lapin rajavartiosto, Kotkan pelastuskeskus, Kaakkois-Suomen ympäristökeskus, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Lapin ympäristökeskus, Oulun Vesi, Turun vesilaitos, Valio Oy, Helsingin kaupungin terveysvirasto/Marian sairaala, Tampereen yliopistollinen keskussairaala, Lapin keskussairaala, Helsingin Yhteislyseo, Hatanpään yläaste ja lukio, sekä Rovaniemen koulutoimi/Korkalovaaran yläaste ja lukio.

Tämä raportin tarkoituksena on antaa tietoa ympäristön säteilytilanteesta Suomessa kaikille asiasta kiinnostuneille. Säteilyturvakeskus toimittaa säännöllisesti valvontatietoja myös Euroopan komissiolle ja tämä raportti on yhteenvedo komissiolle toimitetuista tiedoista. Raportti on myös löydettävissä Säteilyturvakeskuksen kotisivuilta osoitteessa: [www.stuk.fi](http://www.stuk.fi).

Raimo Mustonen  
Apulaisjohtaja

*MUSTONEN Raimo (ed.). Strålningsövervakning av miljön i Finland. Årsrapport 2009. STUK-B 117. Helsingfors 2010. 71 s.*

**Nyckelord:** strålningsövervakning, yttre strålning, luft, nedfall, vatten, mjölk, livsmedel, människa

## Företal

Huvudsyftet med övervakningen av strålning i miljön är att man fortlöpande kan hålla reda på, vilken artificiell strålning befolkningen utsätts för. Ett annat syfte är att man kan upptäcka alla betydande förändringar av strålningsnivåerna i miljön och förekomsten av radioaktiva ämnen. Med övervakningen säkras, att befolkningen inte bestrålas i strid med huvudprinciperna för strålskydd och att dosgränserna i strålskyddslagstiftningen inte överskrids. Den kontinuerliga bevakningen också upprätthåller och utvecklar beredskapen att reagera snabbt och sakkunnigt i exceptionella strålningslägen.

Rapporten innehåller sammandrag av övervakningsresultaten år 2009 samt några jämförelser med tidigare år. Strålningsövervakning av miljön innehåller tillsyn av artificiell strålning och artificiella radioaktiva ämnen i miljön. Naturlig strålning och naturliga radioaktiva ämnen tillhör inte övervakningen fastän den största delen av befolkningens exposition för strålning fås från den naturliga strålningen. Exposition för den naturliga strålningen övervakas skilt, om det med fog kan misstänkcas att naturliga radionuklider kan orsaka ovanliga höga stråldoser till befolkningen (till exempel radon i inomhusluft och naturliga radionuklider i dricksvatten). Kraftbolagen ansvarar för strålövervakningen i kärnkraftverkens närområden, och deras mätresultat rapporteras separat.

I Finland är det Strålsäkerhetscentralen som ansvarar för övervakningen av strålning. Uppgiften ges i förordningen om Strålsäkerhetscentralen och förordningen om strålskydd. Euratomfördraget förpliktar medlemsländerna i Europeiska unionen att fortlöpande övervaka radioaktivitetsnivåerna i luft, vatten och jordmån. Förutom Strålsäkerhetscentralen följer också Meteorologiska institutet och försvarsmakten med strålningen i miljön via sina egna mätstationer.

Strålsäkerhetscentralens samarbetspartners inom miljöstråltillsynen samlar in prov och sänder in dem till analys, deltar i helkroppsmätningar eller sköter mätstationernas verksamhet. Strålsäkerhetscentralen tackar följande institut för gott samarbete: Försvarsmakten, Meteorologiska institutet, Arktiskt forskningscentrum, Gränsbevakningen i sydöstra Finland, Gränsbevakningen i Lappland, Räddningscentralen i Kotka, Sydöstra Finlands miljöcentral, Norra Österbottens miljöcentral, Lapplands miljöcentral, Helsingfors stads hälsovårdsverk/Maria sjukhus, Vattenverk i Uleåborg och Åbo, Valio Ab, Tammerfors universitets centralsjukhus, Lapplands centralsjukhus, Gymnasiet Helsingin Yhteislyseo, Hatanpää högstadium och gymnasium, och Rovaniemi skoldistrikt/Korkalovaara högstadium och gymnasium.

Syftet med denna rapport är att förmedla kunskap om strålningsläget i den finländska miljön till alla intresserade. Strålsäkerhetscentralen förmedlar regelbundet uppgifter om övervakningen till Europeiska kommissionen och denna rapport är ett sammandrag av de uppgifter som sänts till kommissionen. Rapporten kan hittas också på Strålsäkerhetscentralens hemsidor i adressen: [www.stuk.fi](http://www.stuk.fi).

Raimo Mustonen  
Biträdande direktör

*MUSTONEN Raimo (ed.). Surveillance of environmental radiation in Finland. Annual report 2009. STUK-B 117. Helsinki 2010. 71 pp.*

**Key words:** radiation surveillance, external radiation, airborne radioactivity, deposition, water, milk, foodstuffs, human body

## Preface

The main goal of the surveillance of environmental radioactivity is to be always aware of levels of artificial radiation in the environment to which the public is exposed. Another goal is to detect all remarkable changes in levels of environmental radiation and radioactivity. Compliance with the basic safety standards laid down for protection of health of the general public against dangers arising from ionising radiation can be ensured with environmental radiation surveillance. Running of surveillance programmes on continuous basis also maintains and develops competence and readiness to respond to radiological emergencies.

This report summarises the results of environmental radiation surveillance in 2009. The report also contains some comparisons with results from the previous years. Surveillance of environmental radiation contains surveillance of artificial radiation and artificial radioactive elements in the environment. Natural radiation and natural radioactive elements are not associated with the surveillance programme, although the greater part of the public exposure to radiation is caused by natural radiation. Exposure to natural radiation is controlled separately if there is reason to suspect, that natural radioactive elements cause unusual high exposure to the public (e.g. indoor radon and natural radionuclides in drinking water). Nuclear power plant licensees are responsible for environmental surveillance in the vicinity of nuclear power plants in Finland. Those results are reported elsewhere.

Surveillance of environmental radioactivity in Finland is one of the official obligations of the Radiation and Nuclear Safety Authority (STUK). This obligation is based on the national and the European Communities' legislation. The Finnish radiation protection legislation appoints STUK as the national authority responsible for surveillance of environmental radioactivity, and the Euratom Treaty assumes continuous monitoring of levels of radioactivity in the air, water and soil in the Member States. In Finland, also the Finnish Meteorological Institute (FMI) and the Defence Forces are monitoring environmental radiation at their own stations.

STUK's partners in surveillance of environmental radioactivity are collecting and delivering environmental samples for laboratory analyses, or are participating in whole-body counting. STUK would like to express its gratitude to the following partners for the successful co-operation: Defence Forces, Finnish Meteorological Institute, Arctic Research Centre, Southeast Finland Regional Environment Centre, North Ostrobothnia Regional Environment Centre, Lapland Regional Environment Centre, Southeast Finland Frontier Guard District, Lapland Frontier Guard District, Rescue Centre of Kotka, Water supply plants of Oulu and Turku, Valio Ltd., Health Department of Helsinki/Maria Hospital, Tampere University Central Hospital, Lapland Central Hospital, Secondary school of Helsingin yhteislyseo, Secondary school of Hatanpää in Tampere, and Secondary school of Korkalovaara in Rovaniemi.

This report is addressed to all who are interested in environmental radioactivity in Finland. STUK delivers monitoring data also to the European Commission on regular basis, and this report is a summary of the results delivered to the Commission. The report is also available at the STUK's home pages [www.stuk.fi](http://www.stuk.fi).

Raimo Mustonen  
Deputy Director

## Sisällysluettelo

ESIPUHE	3
1 YHTEENVETO	9
2 ULKOINEN SÄTEILY	12
3 ULKOILMAN RADIOAKTIIVISET AINEET	18
4 ULKOILMAN KOKONAISBEETA-AKTIIVISUUS	25
5 LASKEUMAN RADIOAKTIIVISET AINEET	30
6 PINTAVEDEN RADIOAKTIIVISET AINEET	35
7 JUOMAVEDEN RADIOAKTIIVISET AINEET	39
8 MAIDON RADIOAKTIIVISET AINEET	43
9 ELINTARVIKKEIDEN RADIOAKTIIVISET AINEET	48
10 JÄTELIETTEEN RADIOAKTIIVISET AINEET	56
11 RADIOAKTIIVISET AINEET IHMISESSÄ	60
12 RADIOAKTIIVISET AINEET ITÄMERESSÄ	66



## Innehållsförteckning

FÖRETAL	4
1 SAMMANDRAG	10
2 EXTERN STRÅLNING	13
3 RADIOAKTIVA ÄMNEN I UTELUFT	19
4 TOTAL BETAAKTIVITET I UTELUFT	26
5 RADIOAKTIVA ÄMNEN I NEDFALL	31
6 RADIOAKTIVA ÄMNEN I YTVATTEN	36
7 RADIOAKTIVA ÄMNEN I DRICKSVATTEN	40
8 RADIOAKTIVA ÄMNEN I MJÖLK	44
9 RADIOAKTIVA ÄMNEN I LIVSMEDEL	50
10 RADIOAKTIVA ÄMNEN I AVFALLSSLAM	57
11 RADIOAKTIVA ÄMNEN I MÄNNISKOKROPPEN	62
12 RADIOAKTIVA ÄMNEN I ÖSTERSJÖN	68

## Contents

PREFACE	5
1 SUMMARY	11
2 EXTERNAL RADIATION	14
3 AIRBORNE RADIOACTIVE SUBSTANCES	20
4 GROSS BETA ACTIVITY OF GROUND-LEVEL AIR	27
5 RADIONUCLIDES IN DEPOSITION	32
6 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN SURFACE WATER	37
7 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN DRINKING WATER	41
8 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN MILK	45
9 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN FOODSTUFFS	52
10 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN WASTEWATER SLUDGE	58
11 RADIOACTIVITY IN MAN	63
12 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN THE BALTIC SEA	69

# 1 Yhteenveto

Tämä raportti on kansallinen yhteenveto ympäristön säteilyvalvonnan tuloksista Suomessa vuonna 2009. Raporttiin ovat tuloksia toimittaneet Säteilyturvakeskuksen lisäksi myös Ilmatieteen laitos ulkoilman kokonaisbeeta-aktiivisuudesta ja Puolustusvoimien teknillinen tutkimuslaitos ulkoilman radioaktiivisista aineista yhdellä valvonta-asemalla.

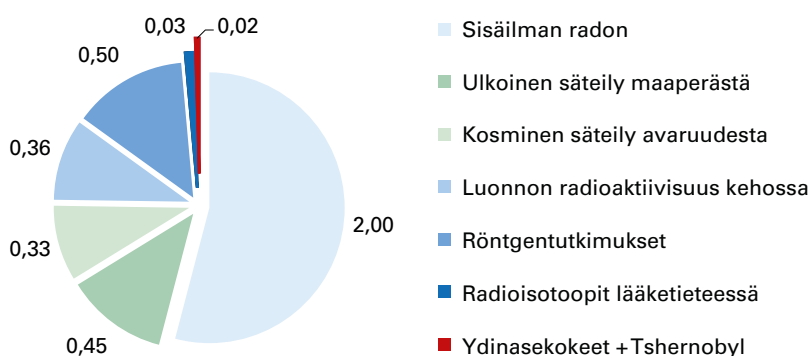
Ympäristön säteilyvalvontaohjelma sisältää ulkoisen annosnopeuden jatkuvan ja automaattisen monitoroinnin, ulkoilman radioaktiivisten aineiden ja kokonaisbeeta-aktiivisuuden monitoroinnin, radioaktiivisen laskeuman, pinta- ja juomaveden, maidon ja elintarvikkeiden radioaktiivisuuden säännöllisen monitoroinnin sekä ihmisen kehossa olevien radioaktiivisten aineiden monitoroinnin. Vuonna 2009 valvontaohjelmaan lisättiin jätevesipuhdistamon lietteen radioaktiivisuuden valvonta Helsingissä. Lieke on hyvä ympäristön epäpuhtauksien indikaattori, sillä puhdistusprosessissa lietteeseen rikastuu monia jätevedessä olevia radionuklideja. Vuodesta 2002 lähtien on tässä valvontaraportissa esitetty myös yhteenveto Itämeren radioaktiivisuusvalvonnan tuloksista.

Vuoden 2009 tulokset osoittavat, että ympäris-

tössä olevat keinotekoiset radioaktiiviset aineet ovat pääosin peräisin vuoden 1986 Tshernobylin onnettomuudesta ja ilmakehässä 1950- ja 1960-luvuilla tehdyistä ydinkokeista. Näiden lisäksi havaittiin vuonna 2009 kolme kertaa erittäin pieniä määriä lyhytikäisiä radioisotooppeja ulkoilmassa ( $^{60}\text{Co}$ ,  $^{82}\text{Br}$  ja  $^{131}\text{I}$ ). Niiden pitoisuudet olivat kuitenkin niin pieniä, ettei niiden esiintymisellä ollut mitään vaikutuksia ihmisten terveydelle.

Suomalaiset saavat eri säteilylähteistä keskimäärin vuoden aikana noin 3,7 millisievertin (mSv) säteilyannoksen. Valtaosa tästä säteilyannoksesta aiheutuu maaperässä olevista luonnon radioaktiivisista aineista ja kosmisesta säteilystä. Ympäristön keinotekoisien radioaktiivisten aineiden aiheuttama säteilyaltistus vuonna 2009 oli merkityksettömän pieni kokonaissäteilyaltistukseen verrattuna, keskimäärin noin 0,02–0,03 mSv. Tämä on alle 1 % väestön kokonaissäteilyaltistuksesta. Kuva 1.1 esittää suomalaisen keskimääräisen säteilyannoksen eri lähteet. Vuoden 2009 tulokset osoittavat myös, että vuoden aikana ei tapahtunut sellaisia radioaktiivisten aineiden päästöjä ympäristöön, joilla olisi haittavaikutuksia ihmisen terveydelle tai ympäristölle.

**Suomalaisten keskimääräinen säteilyannos (mSv) vuodessa**



**Kuva 1.1.** Suomalainen saa ionisoivasta säteilystä keskimäärin 3,7 millisievertin säteilyannoksen vuodessa. Tässä raportissa esitettävät säteilyaltistuksen lähteet aiheuttavat yhteensä noin 0,7 % osuuden koko annoskasta (punainen siivu kuvassa).

# 1 Sammandrag

Denna rapport är ett nationellt sammandrag av strålningsövervakning av miljön i Finland år 2009. Huvuddelen av resultaten är från Strålsäkerhetscentralen, men i rapporten ingår uppgifter även från Meteorologiska Institutet angående total betaaktivitet i uteluft och från en mätstation vid Försvarmaktens Tekniska Forskningsinstitut angående radioaktiva ämnen i uteluft.

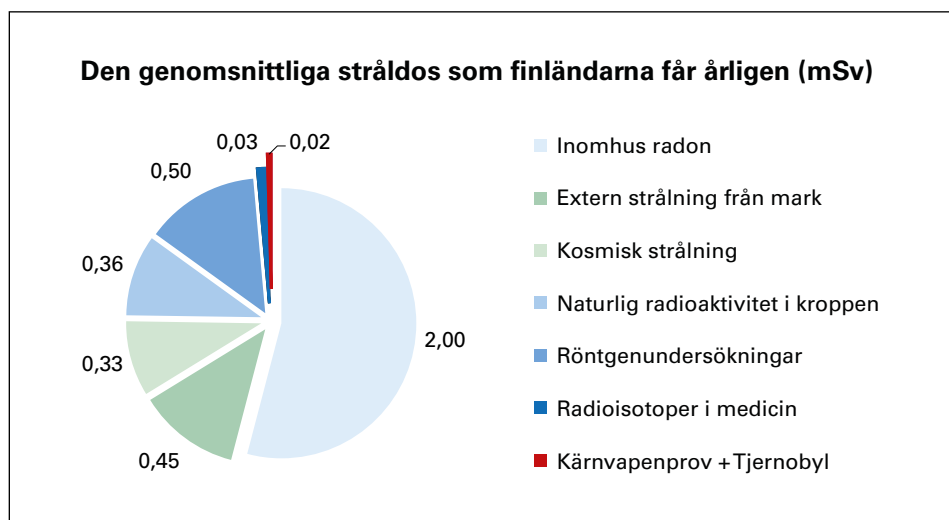
Miljöstråltillsynens program omfattar fortlöpande automatisk monitorering av extern dosrat, monitorering av radioaktiva ämnen och total betaaktivitet i uteluft, regelbunden monitorering av radioaktivt nedfall, radioaktivitet i yt- och dricksvatten, mjölk och livsmedel samt radioaktiva ämnen i människokroppen. År 2009 tog man också radioaktivitet i slammet från avloppsreningsverket i Helsingfors in i övervakningsprogrammet. I slammet kan man upptäcka många radionuklider som hamnat i miljön eftersom radionukliderna anrikas i slammet under reningsprocessen. Från och med 2002 också ett sammandrag av radioaktivtetsövervakning i Österjön har inbakats i rapporten.

Resultaten för år 2009 visar, att de artificiella

radioaktiva ämnena i miljön härrör från olyckan i Tjernobyl år 1986 och från kärnvapenprov i atmosfären på 1950- och 1960-talet. År 2009 har dessutom observerats tre gånger ytterst små mängder av kortlivade radioisotoper i uteluften ( $^{60}\text{Co}$ ,  $^{131}\text{I}$  och  $^{82}\text{Br}$ ). Dessa radionuklider förekom dock i så små halter, att de har inte haft någon inverkan på människors hälsa.

Finländarnas stråldos från olika strålningskällor är årligen i medeltal 3,7 millisievert (mSv). Huvuddelen därav härrör från naturliga radioaktiva ämnen i marken och från den kosmiska strålningen. Artificiella radioaktiva ämnen stod år 2009 för en obetydligt liten del av bestrålningen jämfört med den totalstråldosen. De artificiella ämnena i livsmiljön beräknas ha orsakat i medeltal cirka 0,02–0,03 mSv stråldos år 2009, eller mindre än 1 % tillägg till befolkningens totalstråldos. Bild 1.2 visar olika källor av den totala stråldos, som finländarna årligen får.

Resultaten för Finland år 2009 visar också, att under året hände det inga sådana utsläpp av radioaktiva ämnen till miljön som skulle ha haft någon skadeverkan på människors hälsa eller på miljön.



**Bild 1.2.** En finne får årligen från ioniserande strålning i genomsnitt 3,7 millisievert stråldos. De strålkällor som presenteras i denna rapport orsakar tillsammans ca 0,7% av den totala doskakan (den röda skivan i bilden).

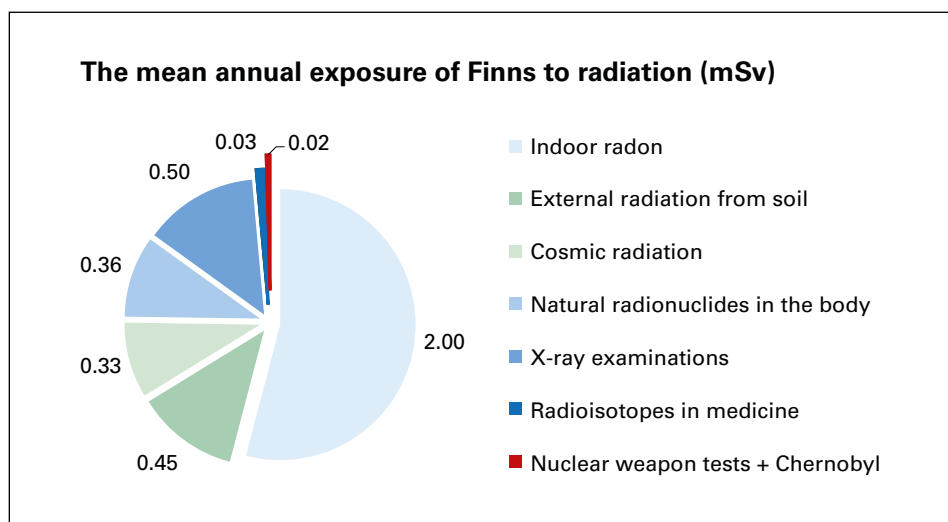
# 1 Summary

This report is the national summary of the results obtained in surveillance of environmental radioactivity in Finland in 2009. The Finnish Radiation and Nuclear Safety Authority (STUK) has produced most of the results, but also the Finnish Meteorological Institute and the Defence Forces Research Institute of Technology have delivered results to this report, on gross beta activity in outdoor air and on airborne radioactive substances, respectively.

The surveillance programme on environmental radioactivity contains continuous and automated monitoring of external dose rate in air, regular monitoring of radioactive substances and gross beta activity in outdoor air, radioactive substances in deposition, in surface and drinking water, milk, foodstuffs, and in human body. In 2009, the programme for the surveillance of environmental radiation was expanded to monitor the occurrence of artificial radionuclides in sludge from the wastewater treatment plant in Helsinki. Sludge is a sensitive indicator of radionuclides that enter the environment since many radionuclides in wastewater are enriched during the water treatment process. Also a summary of radioactivity surveillance of the Baltic Sea was added in this report since 2002.

The results of 2009 show that artificial radionuclides in the environment originate from the Chernobyl accident in 1986 and from atmospheric nuclear tests performed in 1950's and 1960's. In addition to these, very small amounts of short-lived artificial radioisotopes were detected three times in outdoor air in 2009 ( $^{60}\text{Co}$ ,  $^{131}\text{I}$  and  $^{82}\text{Br}$ ). Their concentrations were, however, so small that their appearance had no impact to human health or the environment.

The average annual dose of Finns, received from all radiation sources, is about 3,7 millisievert (mSv). Majority of this annual dose originates from natural radionuclides in soil and bedrock, and from the cosmic radiation. The exposure to radiation of artificial radionuclides in the environment in 2009 was insignificant compared with the total annual dose. In 2009, artificial radionuclides in the environment were estimated to cause about 0.02–0,03 mSv radiation dose, or less than 1% increase to the total radiation exposure of the population. Figure 1.3 shows contributions of different sources of radiation in the total annual dose. The results also show that in 2009 there were no such environmental releases of radioactive substances which would have any harmful effects on human health or the environment.



**Fig. 1.3.** A Finn gets annually about 3.7 millisievert dose from ionising radiation. The sources of radiation presented in this report cause in total about 0.7% of the total dose (the red slice in the figure).

## 2 Ulkoinen säteily

Suomessa ulkoisen säteilyn annosnopeutta valvotaan reaaliaikaisella ja kattavalla mittausasemaverkolla, jonka uudistus päättyi vuoden 2007 lopussa. Tähän STUKin ja paikallisten pelastusviranomaisten ylläpitämään automaattiseen valvontaverkkoon kuuluu 254 GM-antureilla varustettua mittausasemaa (Kuva 2.1). Osa asemista on varustettu myös  $\text{LaBr}_3$ -spektrometreillä. Verkkoon on lisäksi liitetty ydinvoimalaitosten hallinnoimat laitojen ympäristössä sijaitsevat GM-mittausasemat. Ilmatieteen laitos ja puolustusvoimat seuraavat annosnopeutta omilla havaintoasemillaan ja kunnilla on valmiudet ulkoisen säteilyn manuaaliseen valvontaan. Kuvassa 2.2 on esimerkki valvontaseman säteilyanturista.

### Tulosten keruu

Automaattiset mittausasemat lähettävät tuloksen heti niiden valmistuttua sekä STUKiin että paikalliseen hätäkeskukseen. Kaikki mittausverkon tulokset tallennetaan säteilyvalvonnan tietojärjestelmä USVAan, jonka keskuslaitteisto sijaitsee STUKin tiloissa. Tietoliikenne keskuslaitteiston ja asemien välillä hyödyntää viranomaisille tarkoitettua VIRVE-radioverkkoa.

### Hälytysten käsittely

Alin hälytysraja on 0,4 mikrosievertiä tunnissa. Asema lähettää hälytyksen myös kun säteilytaso nousee yli edellisten seitsemän vuorokauden tasoitettun keskiarvon. Tieto jonkin aseman hälytyksestä ja ympäröivien mittausasemien havaitsemista säteilytasoista on heti paitsi STUKissa myös siinä hätäkeskuksessa, jonka alueella asema sijaitsee. Hälytyksen syyn selvittäminen alkaa välittömästi.

### Säteilyannos

Suomen taustasäteily vaihtelee välillä 0,05–0,30 mikrosievertiä tunnissa. Alueellinen vaihtelu annosnopeuksissa johtuu uraanin ja toriumin pitoisuuksista kallio- ja maaperässä. Lumi- ja jää-

kerros vaimentavat maaperästä tulevaa säteilyä. Paikallista ja lyhytaikaista nousua annosnopeudessa saattaa aiheuttaa sade, joka tuo radonin hajoamistuotteita maanpinnalle. Vuoden 2009 aikana valvonnassa ei havaittu poikkeamia taustasäteilystä.

Maaperässä olevista keinotekoisista radioaktiivisista aineista (lähinnä Tshernobyl-laskeumasta) aiheutui suomalaisille vuonna 2009 keskimäärin 0,015 millisievertin suuruinen ulkoisen säteilyn annos. Tämä on vähemmän kuin yksi kahdeskymmenesviidesosa maaperän ja rakennusmateriaalien sisältämien luonnon radioaktiivisten aineiden aiheuttamasta keskimääräisestä ulkoisen säteilyn vuosiansiosta.

### Tulosten välittäminen eteenpäin

STUK toimitti vuonna 2009 jatkuvasti kaikkien 254 mittausaseman yhden tunnin annosnopeustiedot julkisille [www-sivuilleen](http://www.stuk.fi) ([www.stuk.fi](http://www.stuk.fi)). Ulkoisen säteilyn annosnopeutta esittävien kuvaajien uudistamista jatkettiin syksyllä, mistä johtuen [www-sivujen](http://www.stuk.fi) kuvaajissa ei näy tietoja koko vuoden 2009 osalta. Kahdeksan aseman koko vuoden mitaustulokset on esitetty kuvassa 2.3.

STUK ylläpitää palvelinta, josta erikseen sovitut ulkopuoliset käyttäjät (Euroopan komissio, Itämeren maiden neuvostoon jäsenvaltiot; ks. kuva 2.4) voivat halutessaan hakea Suomen säteilytietoja.

### Yhteistyökumppanit

STUKin keskeiset yhteistyökumppanit valtakunnallisessa ulkoisen säteilyn valvonnassa ovat Hätäkeskuslaitos, paikalliset pelastusviranomaiset, Sisäasiainministeriö, Puolustusvoimat ja Ilmatieteen laitos.

Yhteyshenkilö: Juhani Lahtinen, Säteilyturvakeskus ([juhani.lahtinen@stuk.fi](mailto:juhani.lahtinen@stuk.fi))

## 2 Extern strålning

Den externa strålningsraten i Finland övervakas i realtid med ett heltäckande nät för övervakning av strålning. I Strålsäkerhetscentralens och de lokala räddningstjänstmyndigheternas automatiska övervakningsnät (bild 2.1), som förnyades under åren 2005–2007, ingår 254 mätstationer som försetts med GM-detektorer. En del av stationerna har också en  $\text{LaBr}_3$ -spektrometer. Därtill är GM-mätstationerna kring de inhemska kärnkraftverken anslutna till nätet. Även Meteorologiska institutet och försvarsmakten följer med den externa strålningsraten med sina egna mätstationer, och i kommunerna finns det beredskap i att manuellt övervaka extern strålning. Ett exempel av en detektor vid en mätstation visas i bild 2.2.

### Registrering av mätvärdena

Automatiska mätstationerna förmedlar resultaten kontinuerligt till STUK och den lokala nödcentralen. Alla mätvärdena deponeras i stråltillsynens datasystem USVA, vars centraldatorer finns på Strålsäkerhetscentralen. Datatrafiken mellan centralsystemet och mätstationerna sker via myndigheternas radionät VIRVE.

### Hantering av alarm

Den lägsta larmgränsen i nätet är  $0,4 \text{ mikroSv h}^{-1}$ . Larmet genereras också i fall att dosraten överstiger medelvärde under de sju senaste dygnen. Om strålningsnivån på någon mätstation överstiger, så både STUK och de lokala räddningstjänstmyndigheterna vet genast om alarmet och även om strålningsnivåer på de näraliggande andra mätstationerna. Utredningen av orsaken till alarmet inleds omedelbart.

### Stråldos

Bakgrundsstrålningen i Finland varierar mellan  $0,05$  och  $0,30 \text{ mikrosievert i timmen}$ . Lokalt kan bakgrundsstrålningen vara större om det finns uran eller torium i berget eller i jordmånen. Snö

och is dämpar strålningen uppåt från marken. En lokal och kortvarig höjning i doshastigheten kan orsakas av regn som för radon och dess sönderfallsprodukter närmare jordytan. Inga avvikelser från bakgrunds-nivån observerades i den externa strålningen under år 2009.

Den största delen av stråldosen från extern strålning förorsakas av naturlig radioaktivitet i jordmånen och den kosmiska strålningen. Artificiella radionuklider i jordmånen orsakade år 2009 i medeltal  $0,015 \text{ milliSv}$  stråldos till finländarna. Detta är mindre än en tjugofemtedel av den årliga externa dos, som naturliga radionuklider i jordmån och byggnadsmaterial orsakar.

### Förmedling av mätvärdena

Under år 2009 visade Strålsäkerhetscentralen kontinuerligt en timmes mätvärden från alla 254 mätstationer på sina offentliga *www*-sidor (*www.stuk.fi*). Förnyandet av presentationen av dosrättsvärden fortsattes under hösten, och därför visas på *www*-sidorna bara de senare resultaten. Alla mätvärdena från åtta stationer finns i bild 2.3.

Strålsäkerhetscentralen upprätthåller en server, där vissa andra parter (såsom Europakommissionen och medlemsländer i Östersjörådet; se bild 2.4) kan avläsa uppgifter om strålningen i Finland.

### Samarbetspartner

Strålsäkerhetscentralens viktiga partner inom övervakningen av extern strålning är Nödcentralsverket och lokala räddningstjänstmyndigheter, inrikesministeriet, försvarsmakten och Meteorologiska institutet.

---

Kontaktperson: Juhani Lahtinen, Strålsäkerhetscentralen (*juhani.lahtinen@stuk.fi*)

## 2 External radiation

Finland has an automatic nation-wide monitoring network for external dose rate, which consists of 254 stations equipped with GM tubes (Fig. 2.1). Some stations include also a  $\text{LaBr}_3$  spectrometer. The maintenance and development of the network, which was updated during 2005–2007, are carried out by STUK in close co-operation with local emergency authorities. The monitoring stations situated around the domestic nuclear power plants and administrated by the power companies are also connected to the network. In addition, the Finnish Meteorological Institute and the Defence Forces have their own monitoring stations, and the municipalities maintain readiness for performing manual radiation measurements in the case of an emergency. An example of a radiation detector is shown Figure 2.2.

### Data collection

Automatic monitoring stations send data continuously to STUK and to the local emergency response centre. All measurement results are stored in the data management system (USVA) of radiation surveillance, the central hardware of which is located in the facilities of STUK. The data communication between the central equipment and the stations uses the wireless VIRVE network of the authorities.

### Handling of alarms

If the dose rate at a monitoring station exceeds either the pre-set lowest alarm level of 0.4 microsieverts per hour or the average value during the previous seven days, both STUK and the local authorities receive an alarm message and have also immediately access to the radiation levels at the other stations close to the alarming station. Activities aiming at discovering the cause of the alarm will be commenced as soon as possible after the alarm is given.

### Radiation dose

The background radiation dose rate in Finland ranges from 0.04 to 0.30 microsieverts per hour. The regional variation in dose rates depends on the differences of uranium and thorium concentrations in Finnish rock and soil. The snow and ice attenuate the radiation from the ground. During the year 2009 no radiation levels higher than normal background radiation were observed.

The major part of the radiation dose from external radiation is caused by natural radioactivity in the soil and by cosmic radiation. In 2009 artificial radionuclides in the soil were estimated to cause an average dose of 0.015 millisieverts per capita in Finland. This is less than one twenty-fifth of the annual external dose due to natural radioactivity in the soil and in construction materials.

### Delivering of data

In 2009 one-hour monitoring data from all the 254 stations were continuously available on the public home pages of STUK ([www.stuk.fi](http://www.stuk.fi)). The revision of the way of displaying the dose-rate graphs on the home pages was continued during the autumn. Due to this revision the graphs do not show data for the entire year. The whole-year data from eight of the stations are shown in Fig. 2.3.

STUK maintains a server that can be accessed by authorised other parties (like the European Commission and the member countries of the Council of the Baltic Sea States; see Fig. 2.4) whenever they are interested in the Finnish radiation data.

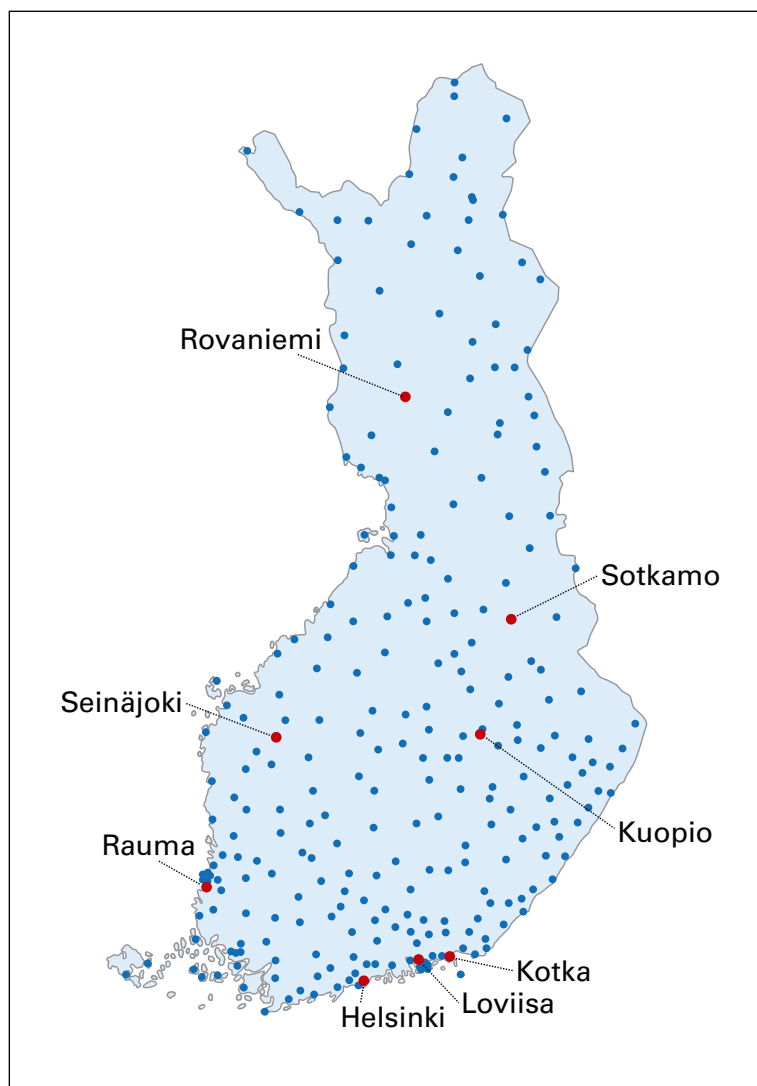
### National co-operation partners

The most important co-operation partners of STUK within the monitoring of external radiation are the Emergency Response Centre Administration and local emergency response centres, Ministry of the Interior, Defence Forces and Finnish Meteorological Institute.

---

Contact person: Juhani Lahtinen, Radiation and Nuclear Safety Authority ([juhani.lahtinen@stuk.fi](mailto:juhani.lahtinen@stuk.fi))





**Kuva 2.1.** Ulkoisen säteilyn valvontaverkon automaattiset mittausasemat. Kuvassa nimettyjen asemien mittaustulokset on esitetty kuvassa 2.3.

**Bild 2.1.** Automatiska mätstationer i nätet för extern strålning. På bilden namnges de mätstationer, vars mätvärden finns i bild 2.3.

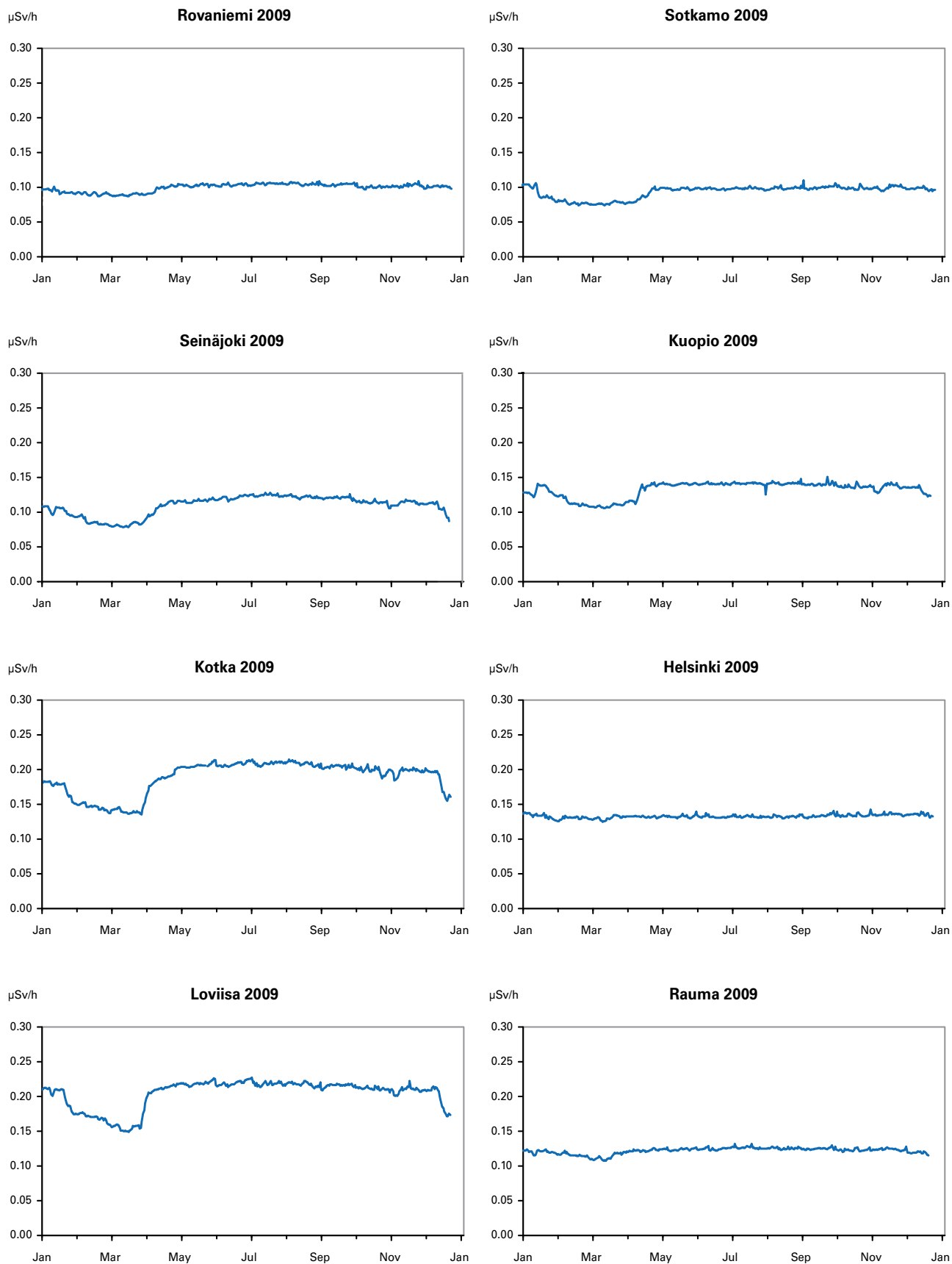
**Fig. 2.1.** Automatic dose-rate monitoring stations. The names refer to stations whose results are shown in Figure 2.3.



**Kuva 2.2.** Ulkoisen säteilyn valvonta-aseman mittaasanturi (12255 Kustavi).

**Bild 2.2.** Detektor vid en mätstation för extern strålning (12255 Gustavs).

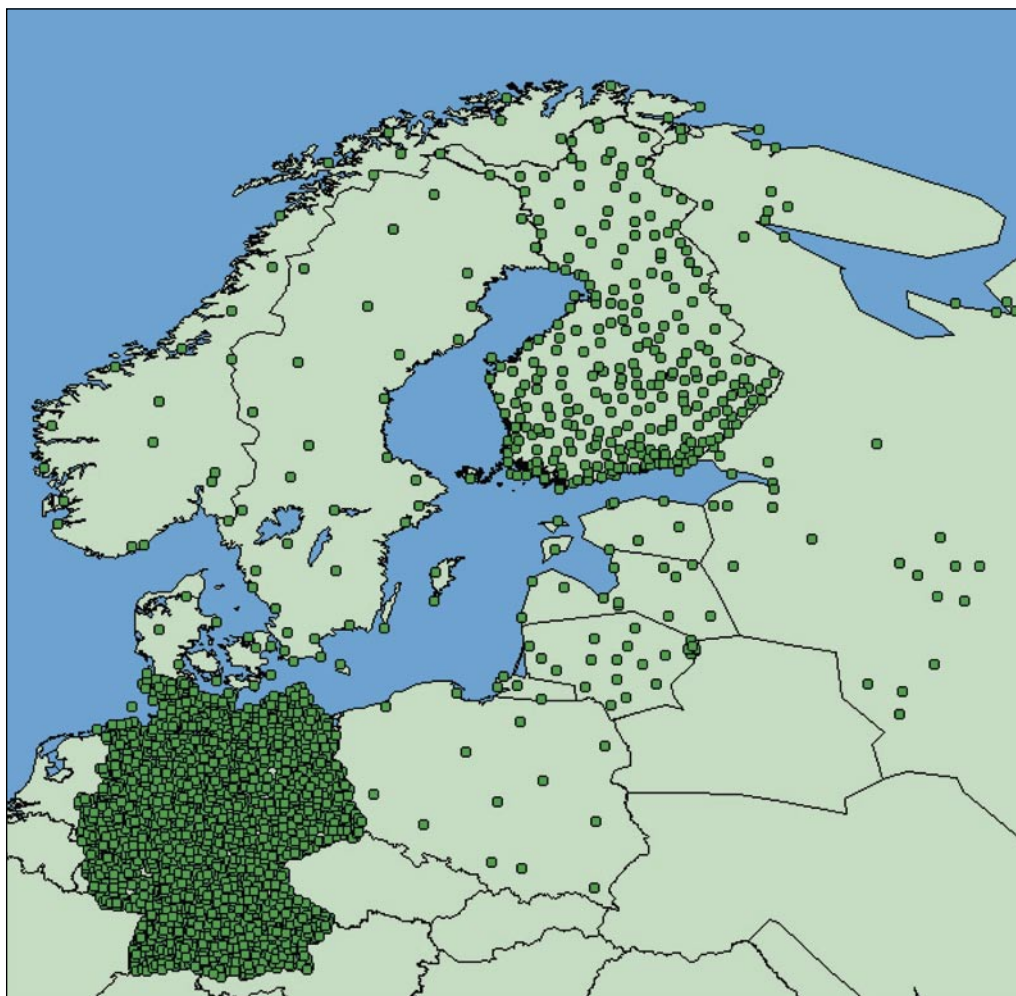
**Fig. 2.2.** Detector of an automatic dose-rate monitoring station (12255 Kustavi).



**Kuva 2.3.** Ulkoisen säteilyn annosnopeus kahdeksalla mittausasemalla vuonna 2009.

**Bild 2.3.** Externa dosrater vid åtta mätstationer år 2009.

**Fig. 2.3.** Observed radiation levels at eight monitoring stations in 2009.



**Kuva 2.4.** Itämeren maiden neuvostoon kuuluvien valtioiden ulkoisen säteilyn valvontaverkkojen automaattiset mittausasemat. Huom! Islanti ei näy kuvassa lainkaan ja Venäjän alueen asemista kartalla on esitetty vain läntisimmät.

**Bild 2.4.** Automatiska mätstationer i näten för extern strålning av medlemsländer i Östersjörådet. Observera att Island fattas på kartan och att bara de västligaste ryska mätstationer visas på bilden.

**Fig. 2.4.** Automatic dose-rate monitoring stations of the member countries of the Council of the Baltic Sea States. Note that Iceland is not shown on the map at all and only the westernmost Russian stations are displayed.

### 3 Ulkoilman radioaktiiviset aineet

STUK valvoo pintailman radioaktiivisten aineiden pitoisuutta kahdeksalla ja Puolustusvoimat yhdellä paikkakunnalla eri puolilla Suomea (kuva 3.1). Molempien ydinvoimalaitosten ympäristössä – Loviisassa ja Olkiluodossa – on neljä voimayhtiöiden valvonta-asemaa. Yhteenveto voimalaitosten ympäristön säteilyvalvonnasta julkaistaan erikseen.

#### Näytteiden keräys

Ulkoilman sisältämiä radioaktiivisia aineita valvotaan pumppaamalla suuri määrä ilmaa suodattimen läpi, johon ilmassa olevat radioaktiiviset aineet jäävät. Lasikuitusuodatin kerää radioaktiivisia aineita sisältävät hiukkaset. Aktiivihiihtisuodatin puolestaan pidättää kaasumaisia aineita ja mm. radioaktiivista jodia. Näytteet kerätään tehtävää varten suunnitelluilla kerääjillä (kuva 3.2). Helsingissä STUKin toimipisteessä sijaitseva laitteisto kerää, käsittelee ja analysoi näytteen sekä raportoi tulokset automaattisesti.

#### Näytteiden käsittely ja mittaus

Tarkkojen laboratoriossa tehtävien analyysien avulla suodattimista voidaan havaita hyvin pienet määrät radioaktiivisia aineita. Laboratoriossa lasikuitusuodatin mitataan gammaspektrometrillä. Radioaktiivisten aineiden havaitsemisraja ( $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ) on nuklidikohtainen ja riippuu mm. suodatetusta ilmamäärästä, näytteen sisältä-

mistä muista radioaktiivisista aineista, näytteen iästä, mittausajasta, ilmaisimen havaitsemishokkuudesta ja taustasuojasta (taulukko 3.1). Havaitsemisrajat ovat tyypillisesti alle miljardisoisia siihen aktiivisuuspitoisuuteen nähden, joka aiheuttaisi väestön suojaustoimenpiteitä.

#### Tulokset

Kuvassa 3.3 on esitetty  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuuspitoisuuden viikkokeskiarvo havaintoasemittain. Kuva 3.4 puolestaan esittää Helsingin seudun  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuuspitoisuuden vuorokausiarvot vuonna 2009. Kuvassa 3.5 on esitetty  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuuspitoisuus Helsingin seudulla vuodesta 1968 alkaen. Pieniä määriä muita keinotekoisia radioaktiivisia aineita havaittiin kolme kertaa vuoden aikana. Havainnot on esitetty taulukossa 3.2. Aineiden varmaa alkuperää on usein vaikea osoittaa. Helsingissä havaitun  $^{82}\text{Br}$  voitiin kuitenkin varmistaa olleen peräisin teollisuuden merkkiainekokeesta. Radioaktiivisten aineiden määrät olivat kuitenkin niin pieniä, ettei niistä aiheutunut terveyshaittoja. Vuonna 2009 suomalaiset saivat ulkoilman keinotekoisista radioaktiivisista aineista keskimäärin noin  $0,0000001 \text{ mSv}$  säteilyannoksen.

Yhteyshenkilö: Aleks Mattila, Säteilyturvakeskus ([aleksi.mattila@stuk.fi](mailto:aleksi.mattila@stuk.fi))

## 3 Radioaktiva ämnen i uteluft

Strålsäkerhetscentralen övervakar halten av luftburna radioaktiva ämnen nära jordytan på åtta orter och försvarsmakten på en ort i Finland (bild 3.1). Nära kärnkraftverken i Lovisa och Olkiluoto har kraftbolagen fyra mätstationer, och deras resultat rapporteras separat.

### Insamling av prov

Radioaktiva ämnen i uteluften övervakas genom att stora mängder luft pumpas genom ett filter, varvid de radioaktiva ämnena fastnar i filtret. Ett glasfiberfilter fångar partiklar som kan innehålla radioaktiva partiklar, och ett filter av aktivt kol fångar gasformiga ämnen och t.ex. radioaktivt jod. Proven insamlas med en apparat som enkom planerats för detta ändamål (bild 3.2). En utrustning på Strålsäkerhetscentralen i Helsingfors insamlar provet, hanterar och analyserar det samt rapporterar mätresultaten automatiskt.

### Hantering och mätning av proven

Med hjälp av noggranna analyser i laboratorier kan ytterst små mängder radioaktiva ämnen som fastnat i filtren observeras. I laboratoriet glasfiberfiltren placeras i en plastburk och mäts med en gammaspektrometer. Observationsgränsen uttrycks i  $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$  och den beror bl.a. på vilken nuklid det gäller, hur stor mängd luft som passerat filtret, andra radioaktiva ämnen i provet, provets ålder, mättiden, detektorns känslighet samt

skyddet mot bakgrundsstrålning (tabell 3.1). Observationsgränserna är i allmänhet under en miljarddel av den koncentrationsnivå som skulle föranleda åtgärder för att skydda befolkningen.

### Mätresultat

Bild 3.3 visar  $^{137}\text{Cs}$ -koncentrationernas veckomedeltal på mätstationer under år 2009. Bild 3.4 visar dagliga  $^{137}\text{Cs}$ -koncentrationer i Helsingfors och bild 3.5 visar  $^{137}\text{Cs}$ -koncentrationer på en längre tidsintervall i Helsingfors regionen. Ytterst små mängder radioaktiva ämnen, som inte härrör från Tjernobyl olyckan, observerades tre gånger år 2009 (tabell 3.2). Det är ofta svårt att fastställa varifrån ämnena kommer. Emellertid den  $^{82}\text{Br}$  observationen i Helsingfors har sina ursprung från ett spårämne-experiment i industri. Mängderna av radioaktiva ämnen var dock så små, att de inte utgörde en hälsorisk. År 2009 fick finländarna i medeltal ca. 0,0000001 mSv stråldos från artificiella radioaktiva ämnen i luften.

---

Kontaktperson: Aleks Mattila, Strålsäkerhetscentralen ([aleksi.mattila@stuk.fi](mailto:aleksi.mattila@stuk.fi))

## 3 Airborne radioactive substances

STUK operates eight sampling stations for nationwide monitoring of airborne radioactive substances. The Defence Forces has one station (Fig. 3.1). In addition, four samplers are located around each of the nuclear power plants in Loviisa and Olkiluoto. Their results are reported elsewhere.

### Sampling

Sampling is performed by filtrating large amounts of air. Airborne radioactive particles are deposited on glassfibre filters whereas charcoal filters are used for gaseous species and e.g. for iodine. Sampling is performed using specially designed samplers (Fig. 3.2). The sampler at the headquarters of STUK in Helsinki is robotic: sampling, filter processing, analysis and reporting are done automatically.

### Sample treatment and analysis

Small quantities of radioactive material are detected in the samples using sophisticated laboratory analyses. In the laboratory the glassfibre filters are analysed with a high-resolution gamma-ray spectrometer. Nuclide-specific minimum detectable concentration ( $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ) depends on the filtered air volume, the activity of the other radionuclides in the sample, the measuring time and the decay time before the measurement, detection efficiency and the background shield (Table 3.1). Detection

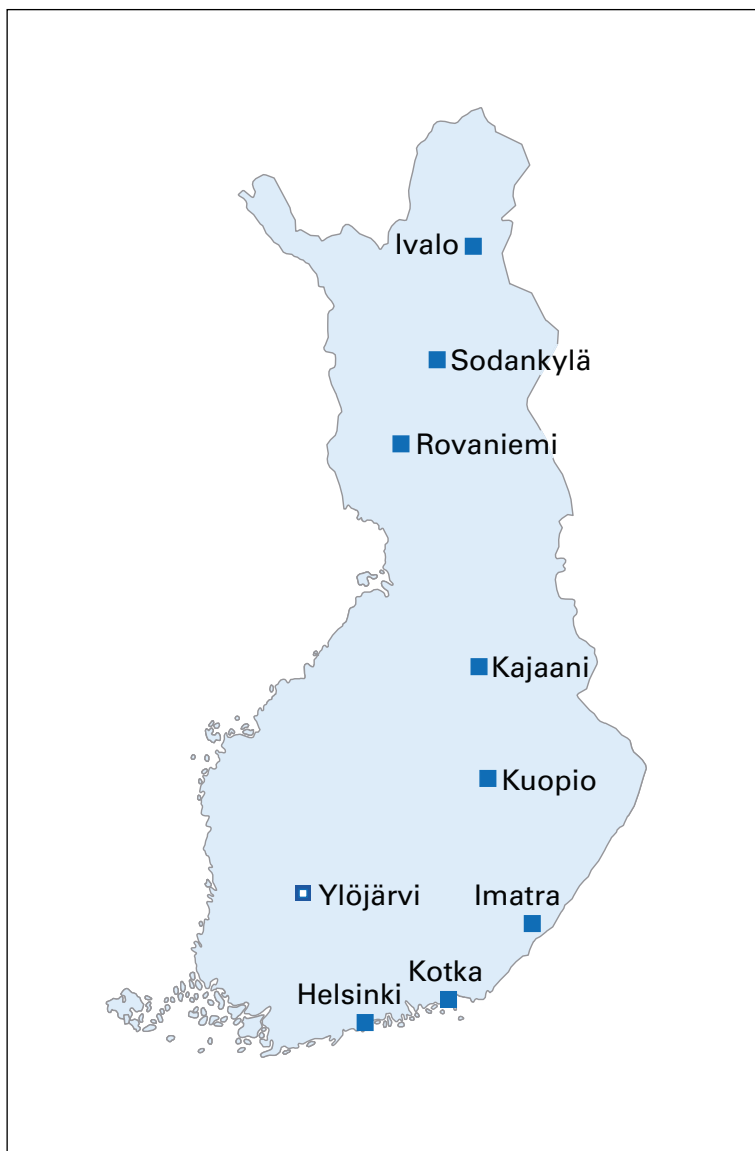
limits are typically a billion times smaller than the concentrations which may lead to protective action being taken.

### Results

Weekly averages of  $^{137}\text{Cs}$  activity concentrations in outdoor air at the monitoring stations are shown in Figure 3.3. Figure 3.4 presents the daily  $^{137}\text{Cs}$  activity concentrations in Helsinki and Figure 3.5 shows the long-time trend of  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration in the Helsinki area. Very small quantities of artificial radioactive substances, not originating from the Chernobyl accident, were detected three times in outdoor air in 2009 (Table 3.2). Often, the origin of these anomalous observations is difficult to verify. However, the origin of  $^{82}\text{Br}$  observed in Helsinki was an industrial tracer test. The concentrations of these radionuclides were so small that they had no implications for health. Airborne artificial radioactive substances were estimated to cause a radiation dose of about 0.0000001 mSv per capita in Finland in 2009.

---

Contact person: Aleksi Mattila, Radiation and Nuclear Safety Authority ([aleksi.mattila@stuk.fi](mailto:aleksi.mattila@stuk.fi))



**Kuva 3.1.** Ulkoilman ja laskeuman sisältämien radioaktiivisten aineiden monitorointiasemat. Puolustusvoimat ylläpitää Ylöjärven asemaa ja analysoi hiukkaskeräajan näytteet. STUK ylläpitää muita asemia ja analysoi niiden näytteet.

**Bild 3.1.** Mätstationer för radioaktiva ämnen i uteluft och nedfall. Försvarsmakten har en station i Ylöjärvi och analyserar luftproven. Strålsäkerhetscentralen upprätthåller de övriga stationerna och analyserar proven från dem.

**Fig. 3.1.** Sampling locations for airborne radioactive substances and deposition. The Defence Forces operates the station at Ylöjärvi.

**Kuva 3.2.** Helsingin keräysaseman automaattinen näytteenkäsittelylaitteisto.

**Bild 3.2.** Automatiskt mätstationen i Helsingfors.

**Fig. 3.2.** Automated sample manipulator at the Helsinki monitoring station.





**Taulukko 3.1.** Hiukkaskerääjien virtausnopeudet, näytteenvaihtotiheydet, eräiden radionuklidien tyypilliset havaitsemisrajat sekä  $^7\text{Be}$ -aktiivisuuspitoisuuden tyypilliset vaihteluvälit.  $^7\text{Be}$  on luonnon radionuklidi, jota syntyy ilmakehässä kosmisen säteilyn ja ilmakehän atomien välisissä reaktioissa.

**Tabell 3.1.** Luftflödet genom filtret, provtagningsfrekvenserna, typiska observationsgränser för några radionuklider, samt typiska halter av  $^7\text{Be}$ .  $^7\text{Be}$  är en naturlig radionuklid som skapas i reaktioner mellan kosmisk strålning och atomer i atmosfären.

**Table 3.1.** Flow rates of the air samplers, the sampling frequencies, typical detection limits for some radionuclides, and typical activity concentrations of  $^7\text{Be}$  in outdoor air.  $^7\text{Be}$  is a natural radionuclide which originates as a result of nuclear reactions between the cosmic radiation and atoms of the atmosphere.

Site	Flow rate ( $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$ )	Sampling frequency ( $\text{wk}^{-1}$ )	Typical detection limit ( $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ )			Detected $^7\text{Be}$ ( $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ )
			$^{134}\text{Cs}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{131}\text{I}$	
Helsinki	700	7	1.2	1.2	1.4	400–8000
Kotka	850	1	0.1	0.2	0.4	500–7000
Imatra	150	2	0.4	0.4	0.7	800–7000
Ylöjärvi	150	2	0.3	0.3	0.5	500–6000
Kuopio	150	2	0.3	0.4	0.8	400–7000
Kajaani	850	1	0.2	0.1	0.4	500–6000
Rovaniemi	850	1	0.2	0.2	0.6	500–5000
Sodankylä	150	2	0.5	0.5	1.4	600–4000
Ivalo	150	2	0.3	0.3	0.6	600–4500

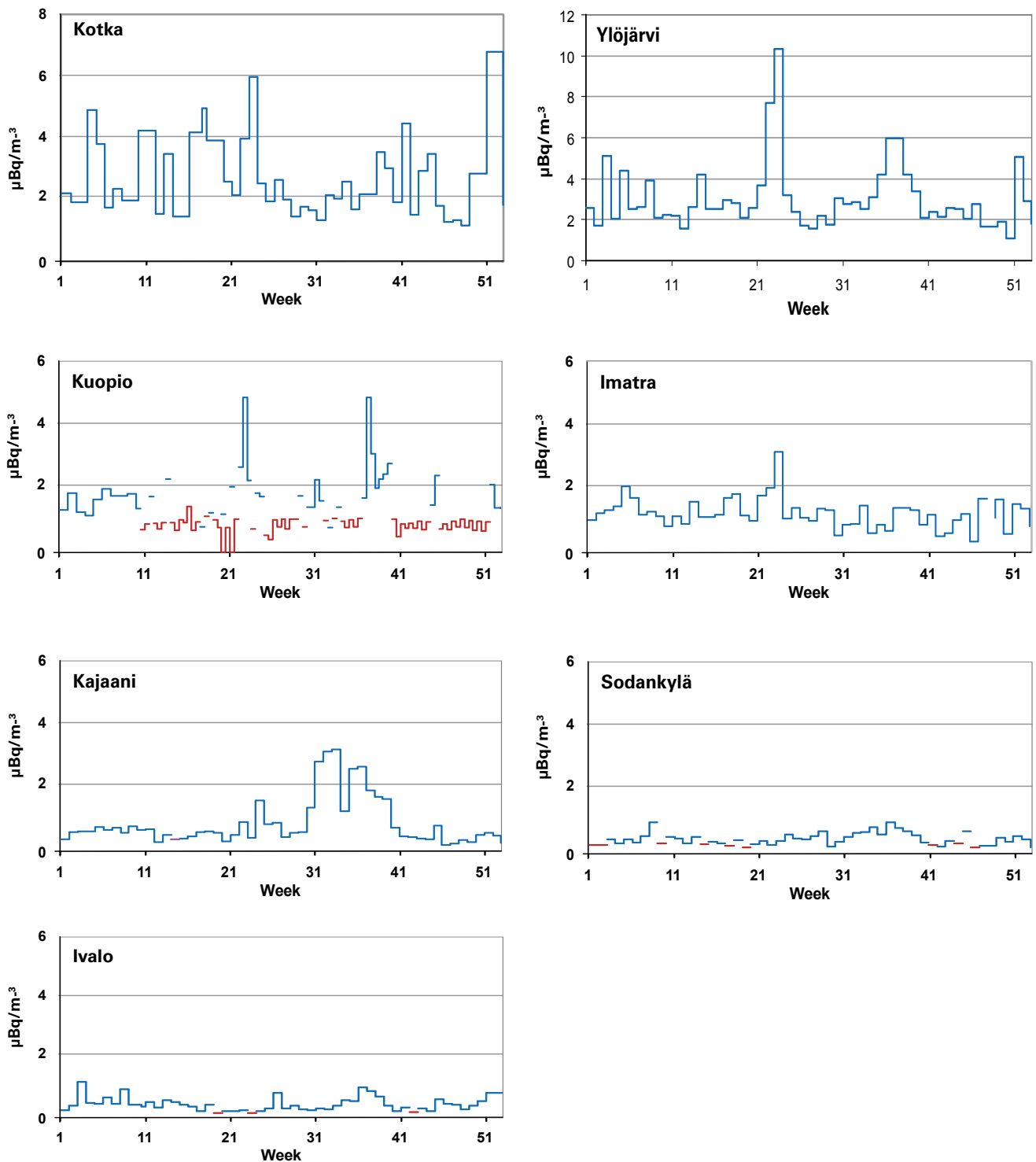
**Taulukko 3.2.** Hiukkaskeräysasemilla tehdyt muiden kuin Tshernobylin onnettomuudesta peräisin olevien keinotekkoisten radioaktiivisten aineiden havainnot vuonna 2009.

**Tabell 3.2.** Observationer av de artificiella radionukliderna som inte härstammar från Tjernobyl olyckan i uteluften år 2009.

**Table 3.2.** Observations of artificial radionuclides other than those from the Chernobyl accident in outdoor air in 2009.

Sampling period	Site	Nuclide	Average concentration (one sigma uncertainty) $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$
5. – 19.1.2009	Kotka	$^{60}\text{Co}$	0.06 (16 %)
26. – 27.1.2009	Helsinki	$^{131}\text{I}$	2.6 (12 %)
9. – 10.6.2009	Helsinki	$^{82}\text{Br}$	41 (11 %)



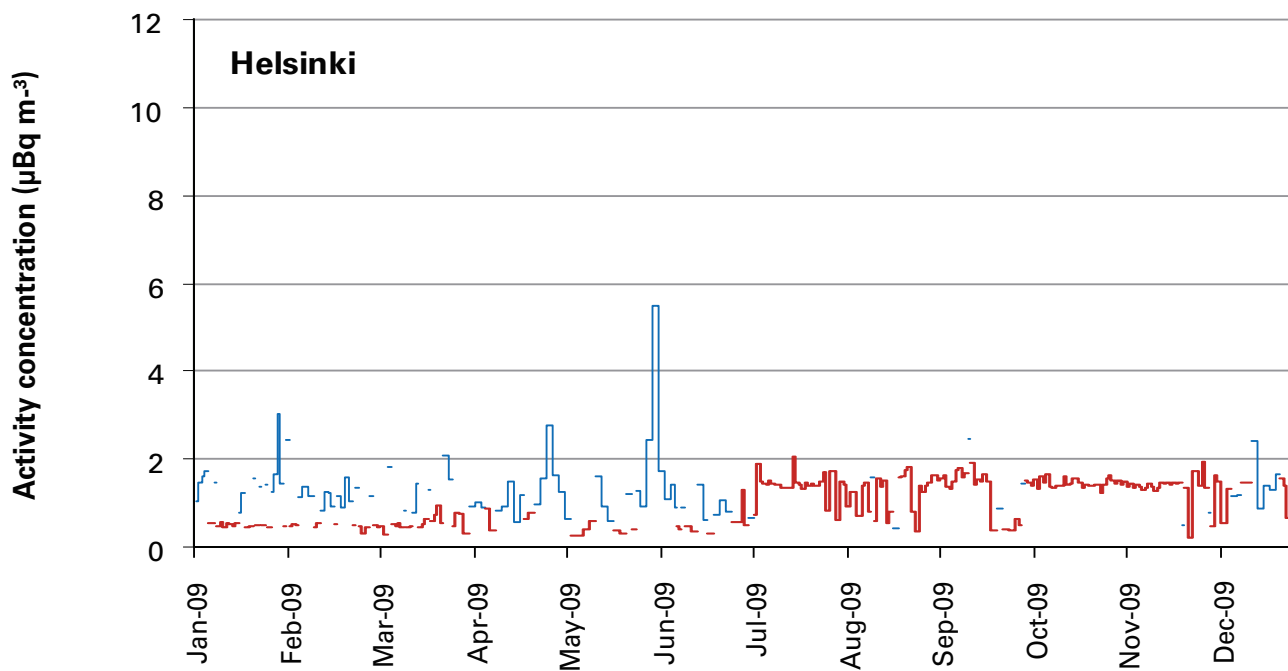


**Kuva 3.3.**  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuuspitoisuuksien viikkokeskiarvot ulkoilmassa eri valvonta-asemilla vuonna 2009. Punaisella värillä merkityillä jaksoilla  $^{137}\text{Cs}$  ei ole havaittu ja kuvaan merkitty lukuarvo on puolet havaitsemisrajasta.

**Bild 3.3.** Veckomedeltal av  $^{137}\text{Cs}$ -koncentrationer i uteluften på olika mätstationer år 2009.

De röda resultaten i bilden är hälften av motsvarande observationsgränsen.

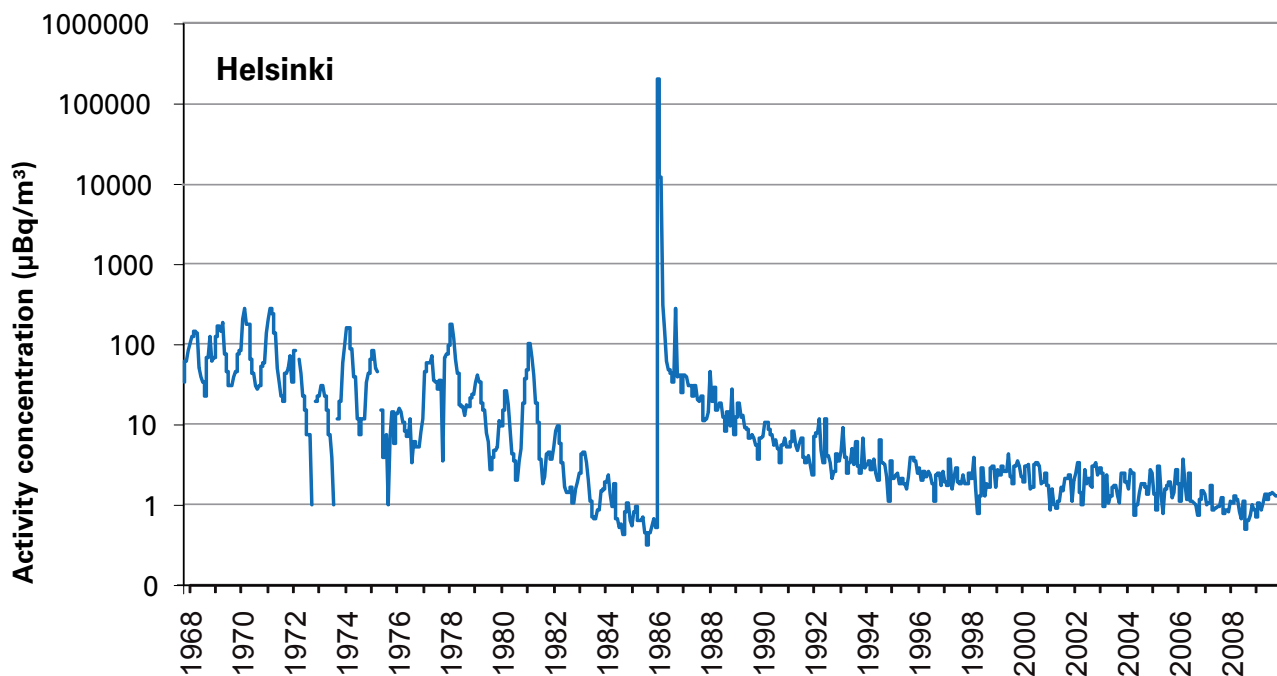
**Fig. 3.3.** Weekly averages of airborne  $^{137}\text{Cs}$  activity concentrations at different monitoring stations in 2009. No  $^{137}\text{Cs}$  was observed during the periods marked with red and the value shown in the graph is half of the detection limit.



**Kuva 3.4.** Ilman  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuuspitoisuuden vuorokausikeskiarvot Helsingissä vuonna 2009. Punaisella värillä merkityllä jaksolla  $^{137}\text{Cs}$  ei ole havaittu, kuvaan merkitty lukuarvo on puolet havaitsemisrajasta.

**Bild 3.4.** Dagliga medelvärden av  $^{137}\text{Cs}$ -koncentration i uteluft i Helsingfors år 2009. De röda resultaten i bilden är hälften av motsvarande observationsgränsen.

**Fig. 3.4.** Daily averages of airborne activity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in Helsinki in 2009. No  $^{137}\text{Cs}$  was observed during the periods marked with red and the value shown in the graph is half of the detection limit.



**Kuva 3.5.** Ilman  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivipitoisuus Helsingin seudulla vuosina 1968 – 2009. Ennen Tshernobylin onnettomuutta (v. 1986) esiintyvää  $^{137}\text{Cs}$  on peräisin ilmakehässä tehdystä ydinasekokeista. Tälle laskeumalle on tyypillistä kuvassa näkyvä vuodenaikaisvaihtelu.

**Bild 3.5.** Luftburen  $^{137}\text{Cs}$ -koncentrationer i Helsingfors regionen åren 1968 – 2009. Före Tjernobyl olyckan år 1986,  $^{137}\text{Cs}$  härstamade från kärnvapenprov i atmosfären. Årstidsvariationerna som framgår av bilden är typiska för detta gamla nedfallet.

**Fig. 3.5.** Airborne activity concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  in Helsinki in 1968 – 2009. Before the Chernobyl accident in 1986,  $^{137}\text{Cs}$  originated from atmospheric nuclear weapon tests. The regular seasonal fluctuation seen in the figure was typical for this old deposition.

## 4 Ulkoilman kokonaisbeeta-aktiivisuus

Ilmatieteen laitos on seurannut pintailman kokonaisbeeta-aktiivisuutta vuodesta 1959. Vuonna 2009 toiminnassa oli kahdeksan viikkonäytteitä keräävää asemaa (Kuva 4.1).

### Näytteiden keräys

Näytteet kerätään imemällä ulkoilmaa suodattimen läpi. Suodattimet vaihdetaan maanantaiaamuisin kello 8 Suomen talviaikaa. Keräinlaitteistossa käytetään kahta suorakaiteen muotoista paperitai lasikuitusuodatinta, joiden koko on 120 mm x 140 mm. Viikossa suodatettu ilmamäärä paperisuodattimilla on noin 800 m<sup>3</sup> ja lasikuitusuodattimilla noin 4000 m<sup>3</sup>.

### Näytteiden mittaus

Aerosolinäytteiden kokonaisbeeta-aktiivisuus mitataan noin viisi päivää keräyksen lopettamisen jälkeen, jolloin <sup>222</sup>Rn:n lyhytikäiset tytärnuklidit ovat hajonneet <sup>210</sup>Pb:ksi ja <sup>220</sup>Rn:n tytärnuklidit pysyväksi <sup>208</sup>Pb:ksi. Näin ollen mitattu kokonaisbeeta-aktiivisuus koostuu <sup>210</sup>Pb:stä sekä mahdol-

lisista keinotekoisista radioaktiivisista aineista. Mittaukset tehdään automaattisella alfa/beeta-analysaattorilla, jossa ilmaisimina käytetään verrannollisuuslaskureita.

### Tulokset

Kuvassa 4.2 on esitetty ulkoilman pitkäikäisen beeta-aktiivisuuden viikoittaiset pitoisuudet kahdeksalla seuranta-asemalla vuonna 2009. Käyrät kuvaavat lähinnä <sup>210</sup>Pb:n pitoisuutta pintailmassa. Koska ilmakehän <sup>210</sup>Pb on peräisin maaperästä ilmakehään siirtyneestä <sup>222</sup>Rn:sta, riippuu <sup>210</sup>Pb:n pitoisuus suursäätilanteesta eli ilmamassojen stabiilisuudesta ja alkuperästä. Korkeimmat pitoisuudet ovat mantereellisissa ilmamassoissa ja pienimmät merellisissä ja arktisissa ilmamassoissa. Vuoden 2009 aikana ei seurantaohjelman puitteissa havaittu poikkeuksellista kokonaisbeeta-aktiivisuutta ilmassa.

Yhteyshenkilö: Jussi Paatero, Ilmatieteen laitos ([jussi.paatero@fmi.fi](mailto:jussi.paatero@fmi.fi))

## 4 Total betaaktivitet i uteluft

Meteorologiska institutet har mätt total betaaktivitet i luft nära markytan sedan år 1959. På åtta stationer samlades aerosolprov varje vecka under år 2009 (Bild 4.1).

### Provtagning

Proven tas genom att luften sugas genom filter. Filtren byts varje måndag klockan 8 enligt finländsk vintertid. I apparaten används två rektangelformiga filter, som består av papper eller glasfiber och som har dimensionen 120 x 140 mm. Luftmängden är ca 800 m<sup>3</sup> i veckan genom pappersfiltret och ca 4000 m<sup>3</sup> i veckan genom glasfiberfiltret.

### Mätning av proven

Aerosolprovets totala betaaktivitet mäts ca fem dagar efter proven har tagits, varvid de kortlivade dotternukliderna till <sup>222</sup>Rn har blivit <sup>210</sup>Pb och dotternukliderna till <sup>220</sup>Rn har blivit stabilt <sup>208</sup>Pb. Den

uppmätta totala betaaktiviteten består sålunda av <sup>210</sup>Pb och eventuell konstgjorda radioaktiva ämnen. Mätningarna utförs med en automatisk alfa/beta-analysator med proportionalitetsräknare.

### Mätresultat

I bild 4.2 visas koncentrationer av långlivad betaaktivitet på åtta bevakningsstationer under året 2009. Kurvorna visar närmast halten av <sup>210</sup>Pb i luften nära marken. Eftersom atmosfärens <sup>210</sup>Pb kommer från <sup>222</sup>Rn i marken, varierar halten av <sup>210</sup>Pb i takt med väderläget i stort, det vill säga luftmassornas stabilitet och ursprung. De högsta halterna finns i kontinentala luftmassor och de minsta i luft som rört sig ovanför hav eller arktiska områden. Någon exceptionellt hög betaaktivitet kunde inte observeras under året 2009.

---

Kontaktperson: Jussi Paatero, Meteorologiska institutet ([jussi.paatero@fmi.fi](mailto:jussi.paatero@fmi.fi))

## 4 Gross beta activity of ground-level air

The Finnish Meteorological Institute (FMI) has monitored gross beta activity of aerosol particles since 1959. Weekly aerosol samples were collected at eight stations in 2009, using filter sampling (Figure 4.1).

### Sample collection

Filters of the samplers operating on a weekly cycle are changed every Monday at 06 UTC. The sampling equipment uses two rectangular paper or glass fibre filters with a filtering area of 120 mm x 140 mm. The weekly air volumes are 800 m<sup>3</sup> and 4000 m<sup>3</sup> for paper and glass fibre filters, respectively.

### Measurements

The gross beta activity content of the filters are measured five days after the end of sampling when the short-lived radon (<sup>222</sup>Rn) daughters have decayed to <sup>210</sup>Pb and the thoron (<sup>220</sup>Rn) daughters have decayed to stable <sup>208</sup>Pb. Therefore the measured gross beta activity consists of <sup>210</sup>Pb and possible artificial beta emitters. The measurements

are carried out with an automatic alpha/beta analyser equipped with proportional counters as detectors.

### Results

The observed gross beta activity concentrations at eight monitoring stations in 2009 are presented in Figure 4.2. The curves are essentially records of the concentration of <sup>210</sup>Pb, the long-lived daughter nuclide of the radioactive noble gas <sup>222</sup>Rn which enters the atmosphere by diffusion from the ground. Concentration of <sup>210</sup>Pb depends mainly on the stability and origin of the air masses at the site. The highest concentrations are associated with continental air masses. By contrast, the lowest concentrations are associated with maritime and arctic air masses because in these areas there are practically no sources of radon. No exceptional beta activity in outdoor air was detected in 2009 within the FMI's monitoring programme.

---

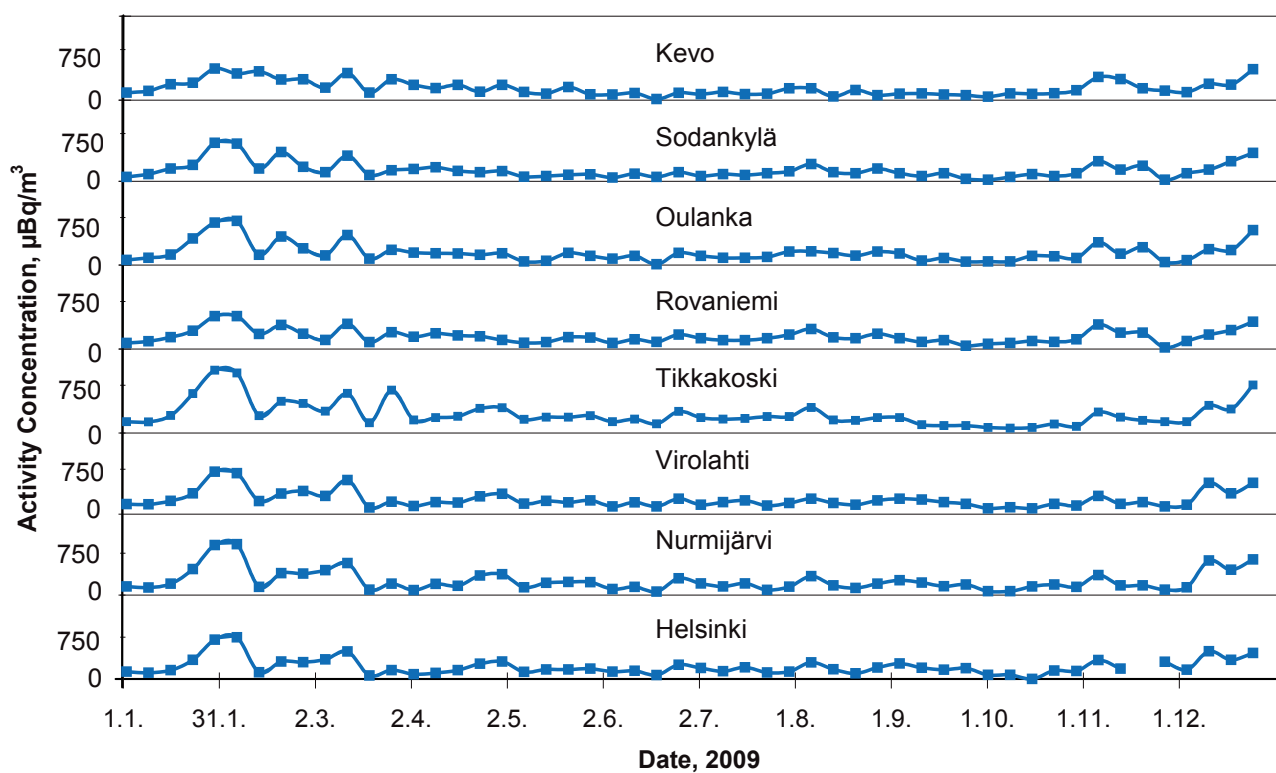
Contact person: Jussi Paatero, Finnish Meteorological Institute ([jussi.paatero@fmi.fi](mailto:jussi.paatero@fmi.fi))

**Kuva 4.1.** Seuranta-  
asemat vuoden 2009  
lopussa.

**Bild 4.1.** Bevaknings-  
stationerna på slutet  
av året 2009.

**Fig. 4.1.** Monitoring  
stations in the end of  
the year 2009.





**Kuva 4.2.** Aerosolin pitkäikäisen beeta-aktiivisuuden pitoisuudet ( $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ) vuonna 2009.

**Bild 4.2.** Konsentrationer ( $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ) av långlivad betaaktivitet i aerosoler år 2009.

**Fig. 4.2.** Concentrations of aerosol-bound long-lived gross beta activity ( $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ) in 2009.

## 5 Laskeuman radioaktiiviset aineet

Radioaktiivisella laskeumalla tarkoitetaan pölynä tai sadeveden mukana maahan ja veteen laskeutuneita radioaktiivisia aineita. Laskeumanäytteiden analysointi antaa tietoa eri puolille maata tulevien radioaktiivisten aineiden määristä ja on lähtökoh- ta tutkimuksille, jotka käsittelevät radioaktiivisten aineiden kulkeutumista maa- ja vesiympäristössä.

### Näytteiden keräys

Laskeumanäytteitä kerätään jatkuvasti samoilla yhdeksällä paikalla kuin ilmanäytteitä (kuva 3.1). Näytteen keräysjakso on tavallisesti yksi kuukau- si. Laskeumanäytteet kerätään ruostumattomasta teräksestä valmistetulla laitteella, jonka keräysala on 0,07 m<sup>2</sup>. Laite ei erota sateen mukana tullut- ta märkää laskeumaa ja kuivaa laskeumaa toisis- taan, vaan kerää ne yhteen. Talviajan näytteiden keruun helpottamiseksi laitteessa on lämmitysvas- tus, mikä pitää näytteen sulana ja varmistaa sen, että kaikki keräysastiaan satanut lumi tulee mu- kaan näytteeseen.

### Näytteiden käsittely ja analysointi

Laboratoriossa näytteisiin lisätään stabiilia st- rontiumia ja cesiumia kantaja-aineiksi, ja näyt- teet tehdään happamiksi typpihapolla. Näytteet konsentroidaan haihduttamalla lämpölamp- pujen alla ja haihdutusjäännökset tuhitetaan. Gammasäteilyä lähettävät radioaktiiviset aineet analysoidaan gammaspektrometrisesti tuhitetusta näytteestä. Strontium erotetaan näytteestä ekst- raktiokromatograafisella menetelmällä, minkä jäl- keen <sup>90</sup>Sr määritetään tytärnuklidinsa <sup>90</sup>Y:n kautta

matalataustaisella verrannollisuuslaskurilla.

Kahden aseman sadevesinäytteistä määrite- tään cesiumin lisäksi myös tritiumpitoisuudet. Näytteet tislataan ja tritium mitataan nestetuike- spektrometrilla.

### Tulokset

Vuoden 1986 jälkeen laskeumanäytteissä havaitut <sup>137</sup>Cs ja <sup>90</sup>Sr ovat peräisin pääasiassa Tshernobylin onnettomuudesta. Laskeuman mukana tulleet ra- dioaktiiviset aineet liikkuvat paikallisesti, ja pieni osa niistä joutuu uudelleen ilmaan.

Taulukossa 5.1 on <sup>137</sup>Cs:n ja <sup>90</sup>Sr:n las- keumat vuonna 2009. Kuukausilaskeu- mat eri paikkakunnilla olivat pienet, useilla asemilla alle havaitsemisrajan. Yleisimmin käy- tetyillä mittausajoilla <sup>137</sup>Cs:n havaitsemisraja on 0,2 Bq/m<sup>2</sup>/kk. Havaitsemista voidaan parantaa li- säämällä mittausaikaa.

Kuvassa 5.1 on <sup>137</sup>Cs- ja <sup>90</sup>Sr-laskeumat Helsingin seudulla vuodesta 1960 alkaen ja ku- vassa 5.2 on <sup>137</sup>Cs- ja <sup>90</sup>Sr-laskeumat Rovaniemen seudulla vuodesta 1972 alkaen. Ennen vuot- ta 1986 havaittu laskeuma on peräisin ilma- kehään tehdyistä ydinasekokeista. Tälle las- keumalle on tyypillistä kuvissa näkyvä vuo- denaikaisvaihtelu. Sadeveden tritium-pitoi- suudet vuonna 2009 olivat pienet, yleensä vain 1–2.5 Bq/l (kuva 5.3).

Yhteyshenkilö: Ulla-Maija Hanste, Säteilyturva- keskus ([ulla-maija.hanste@stuk.fi](mailto:ulla-maija.hanste@stuk.fi))



## 5 Radioaktiva ämnen i nedfall

Med radioaktivt nedfall avses radioaktiva ämnen som fallit ner på marken eller i vattnet som dammkorn eller i regndroppar. Analys av prov på nedfallet ger uppgifter om mängden av radioaktiva ämnen på olika håll i landet och är en utgångspunkt för forskning, som gäller radioaktiva ämnens vandring i marken och i vattendrag.

### Provtagning

Prov på nedfallet insamlas fortlöpande på samma nio orter där man tar luftprov (bild 3.1). Nedfallsproven tas med en apparat av rostfritt stål, vars vågräta yta är 0,07 m<sup>2</sup>. Apparaten skiljer inte på torrt nedfall och vått nedfall som kommit med regn, utan proven slås ihop. På vintern underlättas provtagningen av ett uppvärmningsmotstånd i apparaten, vilket håller apparaten ofrusen och garanterar det att all snö som fallit på provkärlet kommer med i provet. Proven insamlas vanligen under en månad åt gången.

### Hantering och analys av proven

I laboratoriet tillsätter man stabilt strontium och cesium som bärare och proven görs sura med salpetersyra. Proven koncentreras genom att man låter dem indunsta under värmelampa, varefter de föraskas. De radioaktiva ämnen som ger gammastrålning analyseras med gammaspektrometer ur de föraskade proven. Strontium avskiljs från proven med extraktionkromatografiska metoden, varefter mängden <sup>90</sup>Sr bestäms genom att mäta dotternukliden <sup>90</sup>Y i en proportionalitetsräknare med låg bakgrundsstrålning.

I regnvatten från två stationer bestäms också tritiumhalter. Proven destilleras och tritium mäts med vätskescintillationsspektrometer.

### Resultat

<sup>137</sup>Cs och <sup>90</sup>Sr som funnits i nedfallsproven efter 1986 härstammar huvudsakligen från Tjernobylyckan. De radioaktiva ämnena som kommit med nedfallet rör på sig lokalt och en liten del av dem hamnar på nytt i luften.

I tabell 5.1 syns nedfallet av <sup>137</sup>Cs och <sup>90</sup>Sr år 2009. Det månatliga nedfallet på de olika orterna var små, vid många mätstationer var nedfallet under observationsgränsen. Med de oftast använda mättiderna blir observationsgränsen för <sup>137</sup>Cs 0,2 Bq/m<sup>2</sup>/mån. Observationsmöjligheterna kan förbättras genom att förlänga mättiden.

Bild 5.1 visar nedfallet av <sup>137</sup>Cs och <sup>90</sup>Sr i Helsingforsregionen från år 1960 och bild 5.2 visar nedfallet av <sup>137</sup>Cs och <sup>90</sup>Sr i Rovaniemiregionen från år 1972. Nedfallet före år 1986 härstammar från kärnvapenprov i atmosfären. Typiskt för detta nedfall är årstidsvariationerna som framgår av bilden. Regnvattnets tritiumhalter var låga år 2009, oftast endast 1–2.5 Bq/l (bild 5.3).

---

Kontaktperson: Ulla-Maija Hanste, Strålsäkerhetscentralen ([ulla-maija.hanste@stuk.fi](mailto:ulla-maija.hanste@stuk.fi))

## 5 Radionuclides in deposition

Radioactive substances can be deposited as dry deposition or as wet deposition with rain. The analyses of deposition samples provide information on the regional distribution of deposited radionuclides and found a basis for research concerning the transfer of radioactive substances in terrestrial and aquatic environments.

### Sampling

Deposition samples are collected continuously at nine sites which are the same sites as for air sampling (Fig. 3.1). The usual sampling period is one month. The sampling collectors are made of stainless steel with a surface area of 0.07 m<sup>2</sup>. The deposition samplers do not separate wet and dry deposition, but they are collected together. In order to facilitate sampling in wintertime, there is a light heating resistor inside the collector that melts the snow and ice accumulated in the funnel thus ensuring it is included in the sample.

### Pre-treatment and analyses

In the laboratory, known amounts of Sr and Cs carriers are added to the samples, and the samples are acidified with nitric acid. The samples are concentrated by evaporating them under infrared thermal lamps, and the residues are ashed. The ashed samples are analysed for gamma-emitting radionuclides with gamma spectrometers. Strontium is separated by an extraction chromatographic method, and thereafter <sup>90</sup>Sr is determined via its daughter nuclide <sup>90</sup>Y, measured

with a low background proportional beta counter. In addition to <sup>137</sup>Cs, concentrations of <sup>3</sup>H are determined in rainwater samples from two stations. The samples are distilled and then measured with liquid scintillation spectrometry.

### Results

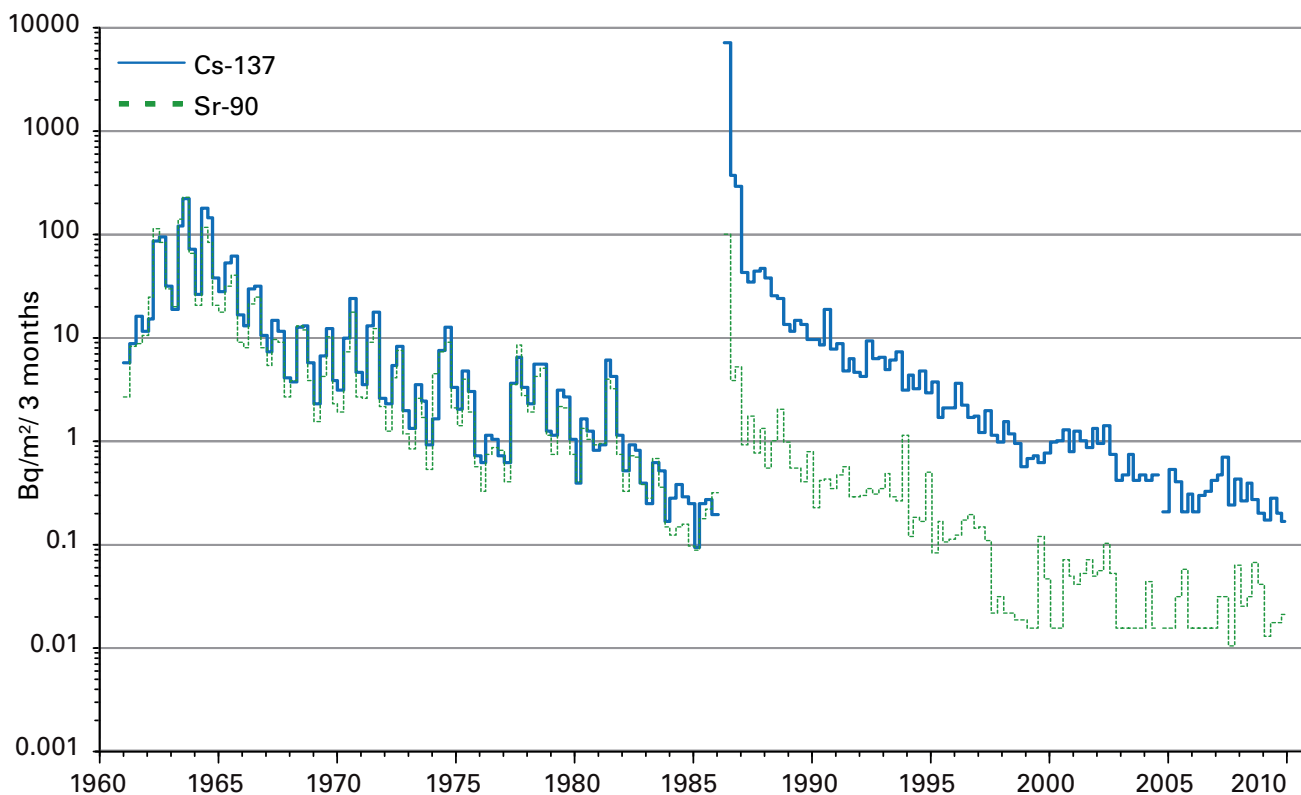
The amounts of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr observed in the deposition samples after 1986 originate mainly in the Chernobyl accident. The deposited radionuclides circulate locally, and a small amount ends up back in the air.

Table 5.1 shows the depositions of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr in 2009. The monthly depositions of <sup>137</sup>Cs at the different sites were low, and at some stations they were below the detection limit. The most commonly used counting times give <sup>137</sup>Cs a detection limit of approximately 0.2 Bq/m<sup>2</sup>/month. The detection limit can be lowered by using longer counting times.

Figure 5.1 presents the depositions of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr in the Helsinki area since 1960 and figure 5.2 presents the depositions of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr in the Rovaniemi area since 1972. As the figure 5.1 illustrates, before 1986 the regular seasonal fluctuation is typical of this stratospheric deposition. In 2009, the concentrations of tritium in rainwater were low, typically only 1–2.5 Bq/l (Fig. 5.3).

---

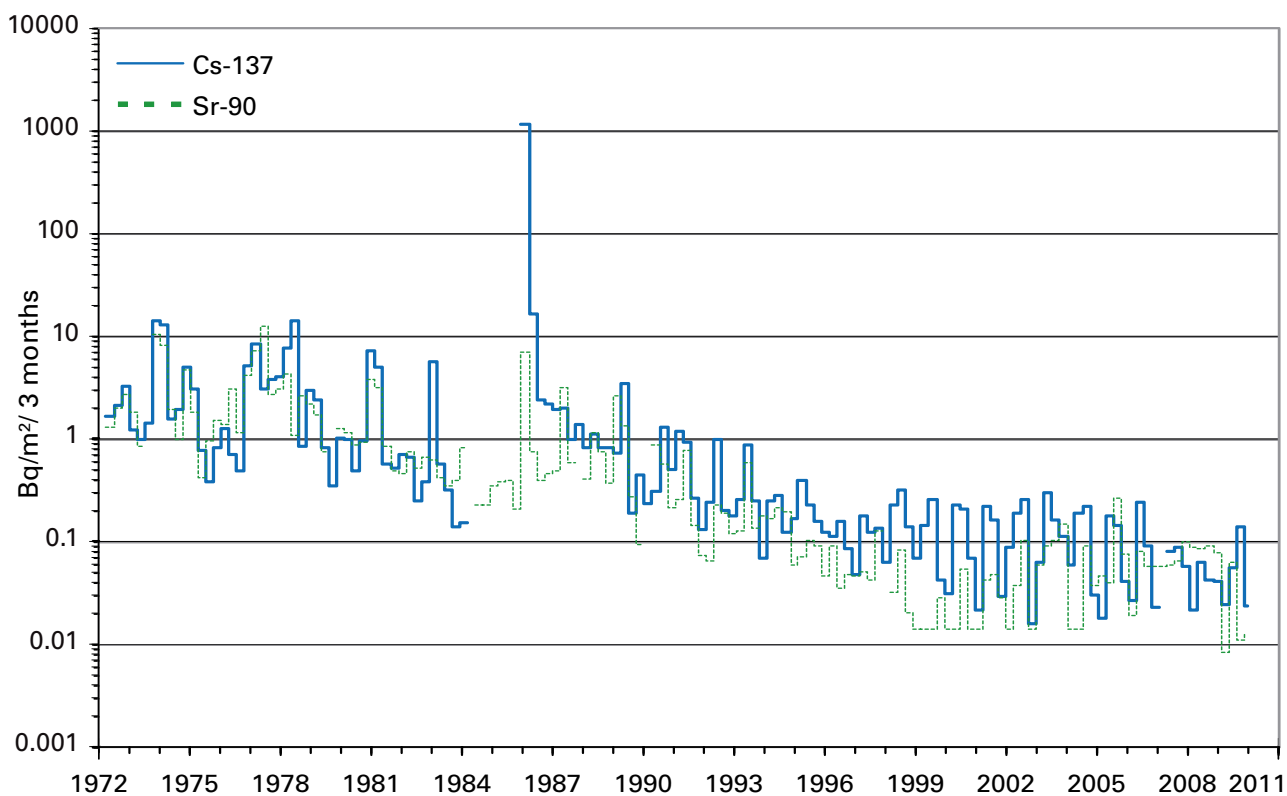
Contact person: Ulla-Maija Hanste, Radiation and Nuclear Safety Authority ([ulla-maija.hanste@stuk.fi](mailto:ulla-maija.hanste@stuk.fi))



**Kuva 5.1.**  $^{137}\text{Cs}$ - ja  $^{90}\text{Sr}$ -laskeumat Helsingin seudulla 1960 – 2009.

**Bild 5.1.** Nedfall av  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$  i Helsingforsregionen åren 1960 – 2009.

**Fig. 5.1.** Depositions of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in the Helsinki area during 1960 – 2009.



**Kuva 5.2.**  $^{137}\text{Cs}$ - ja  $^{90}\text{Sr}$ -laskeumat Rovaniemellä 1972–2009.

**Bild 5.2.** Nedfall av  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$  i Rovaniemi år 1972–2009.

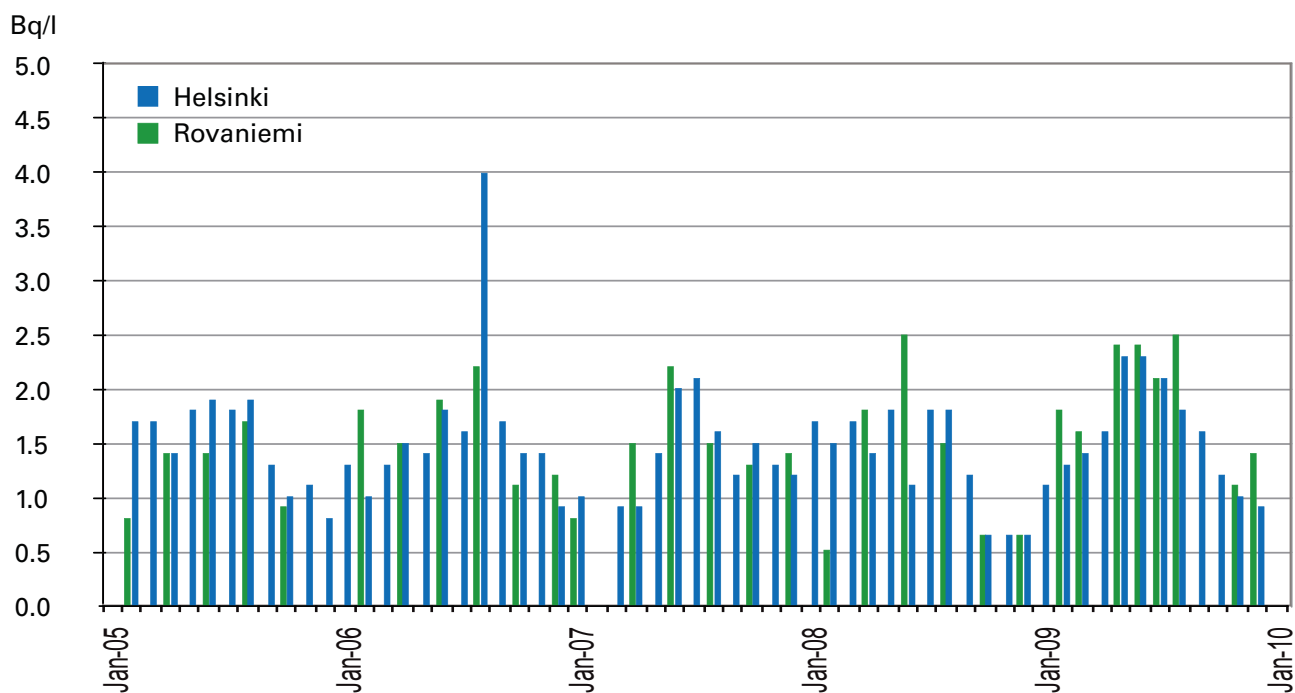
**Fig. 5.2.** Depositions of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in Rovaniemi, 1972–2009.

**Taulukko 5.1.**  $^{137}\text{Cs}$ - ja  $^{90}\text{Sr}$ -laskeumien neljännesvuosi- ja vuosisummat eri paikkakunnilla vuonna 2009 ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ ).

**Tabell 5.1.** Nedfall av  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$  under kvartalen och hela året 2009 på olika orter ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ ).

**Table 5.1.** Quarterly and annual depositions of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  at various stations in 2009 ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ ).

	1 <sup>st</sup> quarter		2 <sup>nd</sup> quarter		3 <sup>rd</sup> quarter		4 <sup>th</sup> quarter		Whole year	
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
Helsinki	0.2	<0.03	0.3	<0.03	<0.2	<0.03	<0.2	<0.04	0.8	<0.1
Imatra	0.2	<0.03	0.3	0.04	0.2	<0.03	<0.1	<0.03	0.9	0.08
Ivalo	<0.1	<0.02	<0.1	<0.02	0.1	<0.02	<0.1	0.03	0.1	0.06
Kajaani	0.2	<0.03	0.4	<0.03	0.7	0.04	<0.1	<0.03	1.4	0.08
Kotka	0.3	0.03	0.7	0.18	0.3	0.08	0.3	0.09	1.6	0.38
Kuopio	0.2	0.04	0.3	<0.04	<0.1	<0.04	<0.2	<0.04	0.8	0.09
Rovaniemi	<0.1	<0.02	0.1	0.07	0.1	<0.02	<0.1	<0.03	0.3	0.1
Sodankylä	0.1	<0.02	0.1	<0.02	<0.1	<0.02	<0.1	<0.03	0.2	<0.1
Ylöjärvi	0.2	0.04	0.9	<0.04	0.5	0.05	0.2	<0.03	1.8	0.13



**Kuva 5.3.** Tritiumpitoisuudet ( $\text{Bq}/\text{l}$ ) Helsingin ja Rovaniemen sadevesinäytteissä 2005–2009.

**Bild 5.3.** Halter av tritium ( $\text{Bq}/\text{l}$ ) i regnvatten i Helsingfors och i Rovaniemi år 2005–2009.

**Fig. 5.3.** Activity concentrations ( $\text{Bq}/\text{l}$ ) of tritium ( $^3\text{H}$ ) in rainwater in Helsinki and Rovaniemi, 2005–2009.

## 6 Pintaveden radioaktiiviset aineet

Analysoimalla säännöllisesti pintaveden radioaktiivisia aineita saadaan tietoa niiden ajallisesta käyttäytymisestä. Eri vesistöalueilta otetut näytteet antavat kuvan radionuklidien alueellisesta vaihtelusta.

### Näytteenotto

Pintavesinäytteitä otetaan kaksi kertaa vuodessa neljän suuren joen, Kymijoen, Kokemäenjoen, Oulujoen ja Kemijoen, suista (kuva 6.1). Kokemäenjoki otettiin mukaan vuonna 2009 uutena näytteenottopaikkana, jolloin valvonta-ohjelmaan kuuluu neljä Suomesta Itämereen laskevaa isoa jokea ja niiden valuma-alueet. Näytteenottokuukaudet ovat touko- ja lokakuu.

### Näytteiden käsittely ja analysointi

Laboratoriossa näytteisiin lisätään stabiilia strontiumia ja cesiumia kantaja-aineksiksi, ja näytteet tehdään happamiksi typpihapolla. Näytteet konsentroidaan haihduttamalla lämpölamppujen alla kuiviin, jonka jälkeen ne tuhitetaan. Tuhitetuista näytteistä määritetään  $^{137}\text{Cs}$  ja mahdolliset muut gammanuklidit gammaspektrometrisesti. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatograafisella menetelmällä, ja  $^{90}\text{Sr}$  mitataan nestetuikespektrometrillä (kuva 6.2).

### Tulokset

Tshernobylin laskeuman epätasainen alueellinen jakautuminen sekä  $^{137}\text{Cs}$ :n ja  $^{90}\text{Sr}$ :n erilainen käyttäytyminen vesiympäristössä näkyy edelleen pintavesien tuloksissa. Toisin kuin Tshernobylin laskeuma, ydinkoelaskeuma jakautui Suomeen lähes tasaisesti. Ydinkoelaskeuman vaikutukset näkyvät yhä Pohjois-Suomen joissa.

Kymijoessa  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet ovat korkeammat kuin  $^{90}\text{Sr}$ -pitoisuudet, koska sen valuma-alueelle keväällä 1986 tullut  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuma oli huomattavasti suurempi kuin sinne tullut  $^{90}\text{Sr}$ -laskeuma. Sen sijaan Kemi- ja Oulujoissa, joiden valuma-alueelle  $^{137}\text{Cs}$ :a tuli huomattavasti vähemmän kuin Kymijoen alueelle, vedestä nopeammin vähenevän  $^{137}\text{Cs}$ :n pitoisuudet ovat jo selvästi pienemmät kuin hitaammin vedestä poistuvan  $^{90}\text{Sr}$ :n.

Kymijoen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet olivat noin 20-kertaisia ja  $^{90}\text{Sr}$ -pitoisuudet noin 3-kertaisia Kemijoen vastaaviin pitoisuuksiin verrattuna (kuva 6.1). Kymijoen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet olivat noin 3-kertaiset verrattuna Kokemäenjokeen, vaikka Tshernobylin laskeuman vaikutuksesta  $^{137}\text{Cs}$ :n aktiivisuuspitoisuudet nousivat Kymi- ja Kokemäenjoissa lähes yhtä paljon.  $^{137}\text{Cs}$ - ja  $^{90}\text{Sr}$ -pitoisuudet olivat Kemi-, Oulu- ja Kymijoissa samaa tasoa tai hieman pienempiä kuin vuonna 2008.

Yhteyshenkilö: Ulla-Maija Hanste, Säteilyturvakeskus ([ulla-maija.hanste@stuk.fi](mailto:ulla-maija.hanste@stuk.fi))

## 6 Radioaktiva ämnen i ytvatten

Genom att regelbundet analysera radioaktiva ämnen i ytvattnet får man uppgifter om hur ämnena förekommer i vattenmiljö under olika tidpunkter. Prov från olika vattendrag ger en bild av radionuklidernas regionala spridning.

### Provtagning

Ytvattenprov tas två gånger om året vid mynningen av fyra stora älvar; Kymmene älv, Kumo älv, Ule älv och Kemi älv (bild 6.1). Kumo älv togs med som ny provtagningsplats år 2009 och till övervakningsprogrammet hör nu fyra stora finska älvar inklusive avloppsområden som mynnar ut i Östersjön. Proven tas i maj och oktober.

### Hantering och analys av proven

I laboratoriet tillsätts strontium- och cesiumbärare till proven och proven görs sura med salpetersyra. Proven koncentreras genom att man låter dem indunsta under värmelampa, varefter de föraskas. Ur de föraskade proven analyseras  $^{137}\text{Cs}$  med gamma-spektrometer. Strontium avskiljs med extraktionskromatografi, varefter mängden av  $^{90}\text{Sr}$  bestäms med vätskescintillationsspektrometer (bild 6.2).

### Resultat

Halten av radioaktiva ämnen i ytvattnet visar den ojämna regionala fördelningen av nedfallet från Tjernobyl samt att  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$  beter sig olik i vattenmiljö. Nedfallet från kärnvapenprov var nästan jämnt fördelat i Finland. Dess påverkan syns fortfarande i resultaten från Norra Finlands älvar.

Eftersom nedfallet av  $^{137}\text{Cs}$  på Kymmene älvs tillrinningsområde år 1986 var betydligt större än motsvarande nedfall av  $^{90}\text{Sr}$ , är halterna av  $^{137}\text{Cs}$  i Kymmene älv fortfarande högre än halterna av  $^{90}\text{Sr}$  trots den snabbare minskningen av  $^{137}\text{Cs}$ . I Ule älv och i Kemi älv, på vars avrinningsområde det kom betydligt mindre  $^{137}\text{Cs}$  än vid Kymmene älv, är halterna av  $^{137}\text{Cs}$  redan nu klart lägre än halterna av  $^{90}\text{Sr}$ , som försvinner långsammare från vatten än  $^{137}\text{Cs}$ .

År 2009 var halterna av  $^{137}\text{Cs}$  i Kymmene älv nästan 20-faldiga och halterna av  $^{90}\text{Sr}$  nästan trefaldiga jämfört med motsvarande halter i Kemi älv (bild 6.1). Halterna av  $^{137}\text{Cs}$  i Kymmene älv var ca trefaldiga jämfört med Kumo älv trots att aktivitethalterna av  $^{137}\text{Cs}$  som härstammar från Tjernobylnedfallet i Kymmene älv och Kumo älv steg ungefär lika mycket. Halterna av  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$  i Kemi älv, i Ule älv och i Kymmene älv var ungefär lika eller något lägre än år 2008.

---

Kontaktperson: Ulla-Maija Hanste, Strålsäkerhetscentralen ([ulla-maija.hanste@stuk.fi](mailto:ulla-maija.hanste@stuk.fi))

## 6 Radioactive substances in surface water

The continuous analysis of radioactive substances in surface water produces information on the temporal behaviour of radionuclides in aquatic environments. Samples taken from different water systems show the regional variation in the concentrations of radionuclides.

### Sampling

Samples of surface water are taken twice a year from the mouths of four major rivers in Finland, Kymijoki, Kokemäenjoki, Oulujoki and Kemijoki (Fig. 6.1). River Kokemäenjoki was included in 2009 as a new sampling site to the monitoring program that now comprises of four big rivers emptying from Finland into the Baltic Sea and their catchment areas. Sampling is done in May and October.

### Pre-treatment and analyses

In the laboratory, known amounts of Sr and Cs carriers are added to the samples, and they are acidified with nitric acid. The samples are concentrated by evaporating them under infrared thermal lamps, after which the dry residues are ashed. Gamma-emitting radionuclides are analysed with gamma spectrometers on the ashed samples. Strontium is separated by an extraction chromatographic method, and  $^{90}\text{Sr}$  is measured with a liquid scintillation spectrometer (Fig. 6.2).

### Results

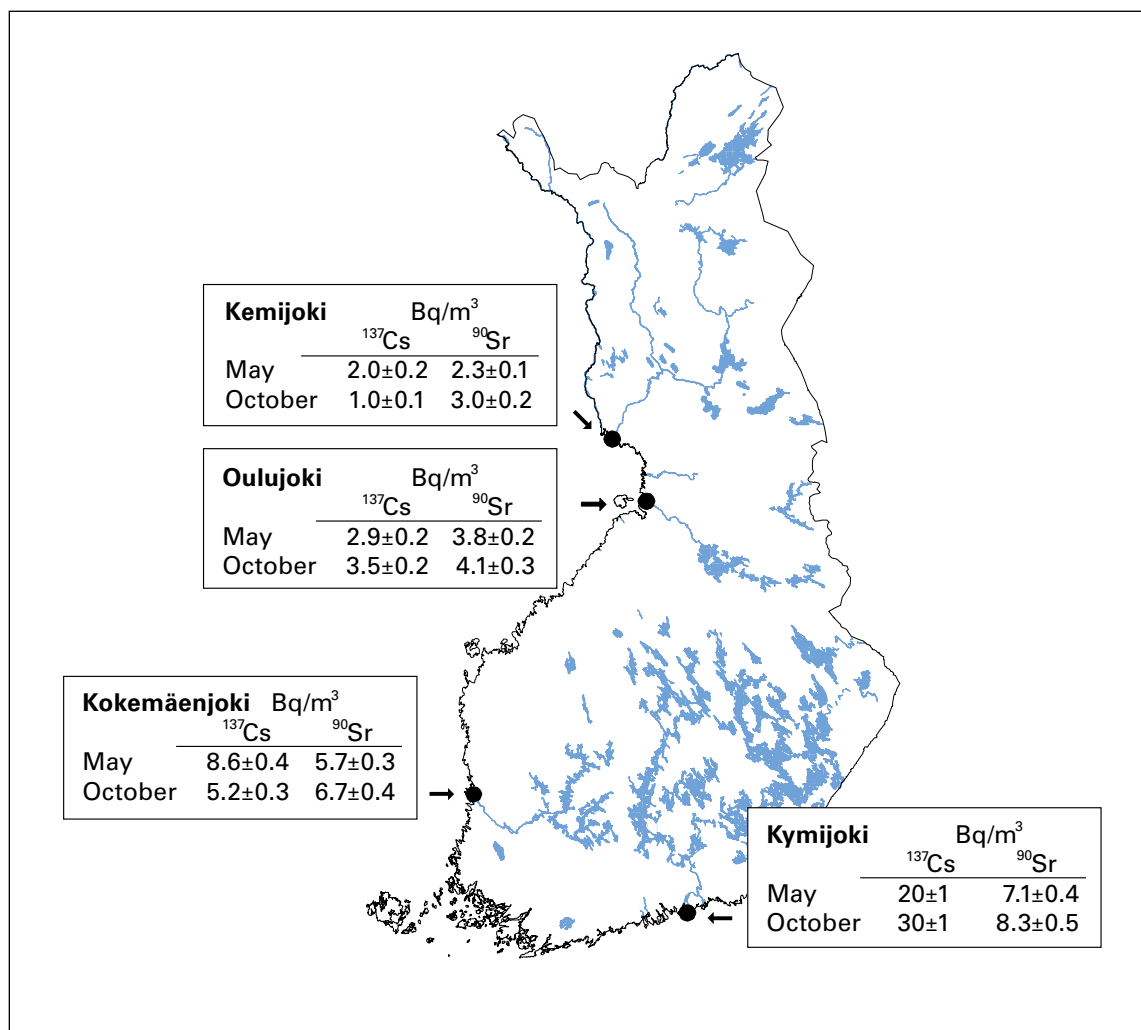
The results of the surface water analyses show the uneven regional distribution of the Chernobyl fallout and the different behaviour of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in an aquatic environment. The fallout from nuclear weapon tests was rather evenly distributed throughout Finland. Its traces are still observed in the river water from northern Finland.

The  $^{137}\text{Cs}$  deposition in spring 1986 in the catchment area of the river Kymijoki was remarkably higher than the  $^{90}\text{Sr}$  deposition. On the other hand, concerning the rivers Kemijoki and Oulujoki, the  $^{137}\text{Cs}$  deposition to their catchment areas was considerably smaller than to the catchment area of river Kymijoki, and the concentrations of the quickly removing  $^{137}\text{Cs}$  are already lower there than those of  $^{90}\text{Sr}$ , even if  $^{90}\text{Sr}$  remains better in the water phase than  $^{137}\text{Cs}$ .

The activity concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  in Kymijoki were approximately twenty times higher and the concentrations of  $^{90}\text{Sr}$  three times higher than the respective contents in Kemijoki (Fig. 6.1). The  $^{137}\text{Cs}$  concentrations in Kymijoki were approximately threefold compared to those in Kokemäenjoki, even though the activity concentrations increased almost as much in the both rivers due to the Chernobyl accident. In 2009, the levels of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in the rivers Kemijoki, Oulujoki and Kymijoki were about the same or slightly lower than in 2008.

---

Contact person: Ulla-Maija Hanste, Radiation and Nuclear Safety Authority ([ulla-maija.hanste@stuk.fi](mailto:ulla-maija.hanste@stuk.fi))



**Kuva 6.1.** Pintaveden näytteenottoaikat ja näytteiden <sup>137</sup>Cs- ja <sup>90</sup>Sr-pitoisuudet (Bq/m<sup>3</sup>) vuonna 2009.

**Bild 6.1.** Provtagningsplatser för ytvatten samt halter av <sup>137</sup>Cs och <sup>90</sup>Sr (Bq/m<sup>3</sup>) år 2009.

**Fig. 6.1.** The sampling sites of surface water and the activity concentrations of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr (Bq/m<sup>3</sup>) in 2009.

**Kuva 6.2.** <sup>90</sup>Sr mitataan nestetuikespektrometrillä.

**Bild 6.2.** <sup>90</sup>Sr bestäms med vätskescintillationsspektrometer.

**Fig. 6.2.** <sup>90</sup>Sr is measured with a liquid scintillation spectrometer.





## 7 Juomaveden radioaktiiviset aineet

Juomaveden radioaktiivisuutta seurataan, jotta voidaan arvioida juomaveden kautta aiheutuvaa säteilyaltistusta. Valvontaohjelman näytteistä analysoidaan keinotekoiset radioaktiiviset aineet, joita esiintyy yleensä vain pintavedestä tehdys- sä juomavedessä. Juomaveden  $^{137}\text{Cs}$  ja  $^{90}\text{Sr}$  ovat peräisin pääosin Tshernobyl-laskeumasta ja tritium ilmakehässä suoritetuista ydinasekokeista. Suuremman säteilyaltistuksen Suomessa aiheuttavat talousvesissä esiintyvät luonnon radioaktiiviset aineet, joiden enimmäispitoisuuksille vesilaitosten jakamassa vedessä Säteilyturvakeskus on asettanut ohjearvot (ST-ohje 12.3).

### Näytteenotto

Juomavesinäytteet otetaan kahdesti vuodessa, keväällä ja syksyllä, Oulun ja Turun vesilaitosten jakamasta vedestä sekä suoraan vesijohtovedestä samoilta paikkakunnilta, joista otetaan ruokanäytteet: Helsingistä, Tampereelta ja Rovaniemeltä (kuva 7.1). Juomavesinäytteet otetaan syksyllä samanaikaisesti ruokanäytteiden kanssa.

### Näytteiden käsittely ja analysointi

Näytteistä otetaan ensin osanäytteet tritiumin määrittämiseen. Loppuosaan lisätään strontium- ja cesiumkantajat ja tehdään typpihapolla happamiksi. Näytteet konsentroidaan haihduttamalla lämpölamppujen alla ja haihdutusjäännökset tuhitetaan. Tuhitetuista näytteistä analysoidaan  $^{137}\text{Cs}$  gammaspektrometrisesti (kuva 7.2). Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatograafisella menetelmällä, minkä jälkeen  $^{90}\text{Sr}$  mitataan nestetuikespektrometrilla. Tritiumin määrittystä varten näyte tislataan epäpuhtauksien poistamiseksi.  $^3\text{H}$  määritetään mittaamalla tislattu näyte nestetuikespektrometrilla.

### Tulokset

Kaikkien näytteiden  $^{90}\text{Sr}$ - ja  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet olivat pienet vuonna 2009 vaihdellen välillä 0,002–0,016 Bq/l (taulukko 7.1). Rovaniemellä  $^{137}\text{Cs}$ - ja  $^{90}\text{Sr}$ -pitoisuudet olivat alle havaitsemisrajan. Havaitsemisraja  $^{137}\text{Cs}$ :lle oli noin 0,001 Bq/l ja  $^{90}\text{Sr}$ :lle noin 0,0002 Bq/l. Paikkakuntien väliset radionuklidien pitoisuuserot johtuvat sekä alueiden laskeumaeroista että raakavetenä käytettyjen pinta- ja pohjavesien määristä. Tampereen raakavesi sisältää sekä pinta- että pohjavettä. Helsingissä, Oulussa ja Turussa juomavesi on lähes kokonaan pintavettä. Rovaniemellä käytetään yksinomaan pohjavettä.

Näytteiden  $^3\text{H}$ -pitoisuudet olivat välillä 0,9–1,8 Bq/l (taulukko 7.1), ja siis paljon pienempiä kuin Euroopan neuvoston direktiivissä (98/83/EY) talousveden tritiumille asetettu raja-arvo 100 Bq/l.

### Säteilyannokset

Juomaveden  $^3\text{H}$ :sta,  $^{90}\text{Sr}$ :sta ja  $^{137}\text{Cs}$ :sta aiheutuva säteilyannos vaihteli välillä 0,00002–0,0002 mSv eri paikkakunnilla vuonna 2009; Helsingissä, Tampereella ja Turussa annos on noin 0,0002 mSv ja Rovaniemellä vain noin kymmenesosa edellisestä. Oulun juomavedestä saatu annos oli noin puolet Helsingin annoksesta, mutta kuusinkertainen Rovaniemeen verrattuna.  $^3\text{H}$ :n osuus juomaveden aiheuttamasta säteilyannoksesta oli suurin Rovaniemellä, noin 70 % ja  $^{90}\text{Sr}$ :n osuus oli suurin Tampereella, noin 70 %. Laskuissa on käytetty yhden merkitsevän numeron tarkkuudella annosmuunkertoimia, jotka on esitetty Säteily- ja ydinturvallisuus kirjasarjan osassa Säteily ympäristössä (2003).

Yhteyshenkilö: Ulla-Maija Hanste, Säteilyturvakeskus ([ulla-maija.hanste@stuk.fi](mailto:ulla-maija.hanste@stuk.fi))

## 7 Radioaktiva ämnen i dricksvatten

Man följer med radioaktiviteten i dricksvatten för att kunna beräkna hur stor strålningsexponering dricksvatten utgör. I proven i detta tillsynsprogram analyseras endast på konstgjorda radioaktiva ämnen, som i allmänhet endast förekommer i dricksvatten som består av ytvatten. Cesium och strontium i dricksvatten härstammar huvudsakligen från nedfallet efter olyckan i Tjernobyl och tritium härstammar från kärnvapenprov i atmosfären. Den största bestrålningen orsakas dock av naturliga radioaktiva ämnen i finländskt grundvatten, och för dessa har Strålsäkerhetscentralen uppställt åtgärdsnivåer (Strålskyddsdirektiv 12.3).

### Provtagning

Dricksvattenprov tas två gånger om året, på våren och på hösten, från vattnet som distribueras av Uleåborg och Åbo vattenverk. Därtill tas dricksvattenprov direkt från vattenledningar på samma ställen där man tar livsmedelprov: Helsingfors, Tammerfors och Rovaniemi (bild 7.1). På hösten tas proven på dricksvatten samtidigt som proven på livsmedel.

### Hantering och analys av proven

Ur proven tar man först delprov för att analysera tritium. Till resten av proven tillsätts Sr-Cs-bärare och proven görs sura med salpetersyra. Proven koncentreras genom att man låter dem indunsta under värmelampa, varefter de föraskas. Ur de föraskade proven analyseras  $^{137}\text{Cs}$  med gammaspektrometer (bild 7.2). Strontium avskiljs ur provet med ekstraktionskromatografisk metod, och halten av  $^{90}\text{Sr}$  mäts med vätskescintillospektrometer. För att bestämma tritium destilleras provet så att orenheter avlägsnas. Halten av  $^3\text{H}$  bestäms genom att direkt mäta det destillerade provet med vätskescintillospektrometer.

### Resultat

Halterna av  $^{90}\text{Sr}$  och  $^{137}\text{Cs}$  i alla prov på dricksvatten var låga år 2009, och varierade mellan 0,002 och 0,016 Bq/l (tabell 7.1). I Rovaniemi var halterna av  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$  under detektionsnivån. Detektionsnivån för  $^{137}\text{Cs}$  var ca 0,001 Bq/l och ca 0,0002 Bq/l för  $^{90}\text{Sr}$ . Skillnaderna mellan olika orters dricksvatten beror på att nedfallet varit olika samt att mängderna ytvatten och grundvatten i råvattnet är olika. Råvattnet för dricksvatten i Tammerfors innehåller både ytvatten och grundvatten. I Helsingfors, Uleåborg och Åbo är dricksvattnet nästan helt och hållet ytvatten. I Rovaniemi används enbart grundvatten, där konstgjorda radionuklider hamnar obetydligt.

Halterna av  $^3\text{H}$  varierade mellan 0,9–1,8 Bq/l (tabell 7.1) och låg alltså mycket under Europarådets direktiv (98/83/EG) som uppställer gränsvärdet 100 Bq/l för tritium i hushållsvatten.

### Stråldoser

Stråldosen orsakad av  $^3\text{H}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  och  $^{137}\text{Cs}$  i dricksvatten varierade mellan 0,00002–0,0002 mSv på olika orter år 2009; i Helsingfors, Tammerfors och Åbo var dosen ca 0,0002 mSv och i Rovaniemi endast ca en tiondel av detta. Dosen från dricksvattnet i Uleåborg var ca hälften så stor som dosen i Helsingfors men sexfaldig jämfört med dosen i Rovaniemi. Andelen  $^3\text{H}$  i stråldosen från dricksvattnet var högst i Rovaniemi, omkring 70 %, och andelen  $^{90}\text{Sr}$  var högst i Tammerfors, omkring 70 %. I beräkningarna har man använt doskonversionskoefficienter med en siffras noggrannhet, och de finns presenterade i boken ”Säteily ympäristössä” (2003) som ingår i bokserien om strål- och kärnsäkerhet.

Kontaktperson: Ulla-Maija Hanste, Strålsäkerhetscentralen ([ulla-maija.hanste@stuk.fi](mailto:ulla-maija.hanste@stuk.fi))

## 7 Radioactive substances in drinking water

Drinking water is monitored to estimate the internal radiation dose people receive via drinking water. Only artificial radionuclides, which are normally found in the drinking water comprised of surface water, are analysed in this monitoring programme. Cesium and strontium observed in drinking water originate mainly in the Chernobyl deposition, whereas tritium originates in the deposition from atmospheric nuclear weapon tests. Most radiation exposure via drinking water in Finland comes from natural radionuclides in the ground water. In 1993, STUK issued action limits for natural radionuclides in drinking water that is distributed by waterworks (ST-guide 12.3).

### Sampling

Drinking water samples are collected twice a year, in the spring and in the autumn. Samples are taken from the drinking water distributed by the waterworks in Oulu and Turku. Samples are also taken straight from tap water from three sites providing daily diet samples, i.e. Helsinki, Tampere and Rovaniemi. In the autumn, the drinking water samples are collected together with the diet samples (Fig. 7.1).

### Pre-treatment and analysis

First, a subsample is taken from the samples for tritium analysis. Known amounts of Sr and Cs carriers are added to the rest of the samples which are then acidified with nitric acid. The samples are concentrated by evaporating them under infrared thermal lamps and by ashing the dry residues. Gamma-emitting radionuclides are analysed with gamma spectrometers on the ashed samples (Fig. 7.2). Strontium is separated by an extraction chromatographic method, after which  $^{90}\text{Sr}$  is measured with a liquid scintillation spectrometer. The samples for tritium analysis are distilled until dry to remove any impurities.  $^3\text{H}$  is determined by measuring the distilled samples with a liquid scintillation spectrometer.

### Results

Activity concentrations of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in all the samples were low in 2009, varying from 0.002 to 0.016 Bq/l (Table 7.1). In Rovaniemi the activity concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  were below the detection limit. The detection limits for  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  are approximately 0.001 Bq/l and 0.0002 Bq/l, respectively. The differences between the sites are due to differences in deposition and the divergent amounts of surface and ground water used as raw water. The raw water of Tampere consists of both surface and ground water. In Helsinki, Oulu and Turku, drinking water is drawn almost entirely from surface water. In Rovaniemi raw water is drawn exclusively from ground water, which is generally well protected against fallout radioactivity.

The activity concentrations of  $^3\text{H}$  varied from 0.9 to 1.8 Bq/l (Table 7.1), being thus well below the limit of 100 Bq/l that has been set for tritium in household water by the European Commission Regulation (EC) No. 98/83.

### Radiation doses

The radiation dose induced by  $^3\text{H}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in drinking water varied between 0.00002–0.0002 mSv at the various sites in 2009; in Helsinki, Tampere and Turku, the doses were approximately 0.0002 mSv, and in Rovaniemi only one tenth of the above. The radiation dose received via drinking water in Oulu was approximately half of that in Helsinki but six times higher than the dose in Rovaniemi. The contribution of  $^3\text{H}$  to the dose was highest in Rovaniemi, approximately 70%, whereas the contribution of  $^{90}\text{Sr}$  was highest in Tampere, approximately 70%. The calculations were made using dose conversion factors by one significant figure as given in the section Radiation in the environment in the Radiation and Nuclear Safety book series.

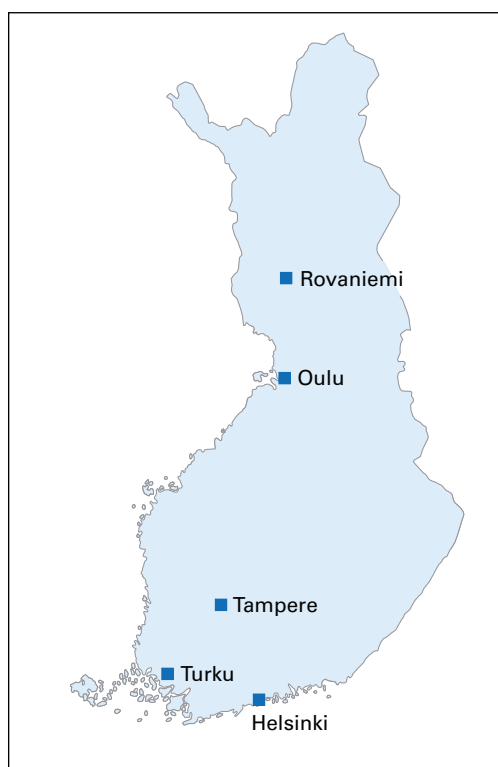
Contact person: Ulla-Maija Hanste, Radiation and Nuclear Safety Authority ([ulla-maija.hanste@stuk.fi](mailto:ulla-maija.hanste@stuk.fi))

**Taulukko 7.1.** Juomaveden  $^3\text{H}$ -,  $^{90}\text{Sr}$ - ja  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet (Bq/l) Helsingissä, Oulussa, Rovaniemellä, Tampereella ja Turussa.

**Tabell 7.1.** Halt av  $^3\text{H}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  och  $^{137}\text{Cs}$  i dricksvatten (Bq/l) i Helsingfors, Uleåborg, Rovaniemi, Tammerfors och Åbo.

**Table 7.1.** The concentrations of  $^3\text{H}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in drinking water (Bq/l) in Helsinki, Oulu, Rovaniemi, Tampere and Turku.

City	Sampling date	$^3\text{H}$ , Bq/l	$^{90}\text{Sr}$ , Bq/l	$^{137}\text{Cs}$ , Bq/l
Helsinki	15.4.2009	$1.1 \pm 0.1$	$0.008 \pm 6\%$	$0.013 \pm 6\%$
	7.10.2009	$1.8 \pm 0.2$	$0.007 \pm 6\%$	$<0.001$
Oulu	6.4.2009	$1.2 \pm 0.1$	$0.004 \pm 6\%$	$0.003 \pm 10\%$
	7.10.2009	$1.8 \pm 0.2$	$0.005 \pm 3\%$	$0.002 \pm 10\%$
Rovaniemi	6.4.2009	$1.2 \pm 0.1$	$<0.0002$	$<0.001$
	8.10.2009	$1.2 \pm 0.1$	$<0.0002$	$<0.001$
Tampere	16.4.2009	$1.4 \pm 0.1$	$0.006 \pm 6\%$	$0.002 \pm 10\%$
	14.10.2009	$0.9 \pm 0.1$	$0.005 \pm 3\%$	$0.003 \pm 6\%$
Turku	7.4.2009	$1.2 \pm 0.1$	$0.003 \pm 8\%$	$<0.001$
	20.10.2009	$<0.88$	$0.005 \pm 6\%$	$0.016 \pm 5\%$



**Kuva 7.1.** Juomaveden keräyspaikkakunnat.

**Bild 7.1.** Provtagningsorter för dricksvatten.

**Fig. 7.1.** The sampling sites for drinking water.



**Kuva 7.2.**  $^{137}\text{Cs}$  analysoidaan gammaspektrometrisesti.

**Bild 7.2.**  $^{137}\text{Cs}$  analyseras med gammaspektrometer.

**Fig. 7.2.**  $^{137}\text{Cs}$  is analysed with gamma spectrometers.

## 8 Maidon radioaktiiviset aineet

Ihmisten eniten käyttämät elintarvikkeet ovat maataloustuotteita. Ravintoketjussa ympäristössä olevat radionuklidit siirtyvät tehokkaasti rehun kautta maitoon. Maidon kulutus on runsasta, joten maidon radioaktiivisten aineiden seuranta on tärkeää. Säteilyvalvontaohjelman meijerit on valittu sellaisilta paikkakunnilta, että saadaan mahdollisimman kattava kuva Suomessa tuotetun maidon radioaktiivisten aineiden pitoisuuksista. Paikkakunnat edustavat myös erilaisia laskeumatasoja. Tämä valvontaohjelma antaa kuvan maidon radioaktiivisuustasosta ja maidon kautta aiheutuvasta säteilyannoksesta.

### Näytteenotto

Näytteet kerätään meijereistä, jotka sijaitsevat Joensuussa, Jyväskylässä, Oulussa, Riihimäellä ja Seinäjoella (kuva 8.1). Viikoittain kerättävät näytteet pakastetaan ja yhdistetään neljännesvuositain analysointia varten.

### Näytteiden käsittely ja analysointi

Näytteet haihdutetaan ja tuhitetaan ennen analysointia. Tuhitetuista neljännesvuosittain yhdistetyistä näytteistä määritetään  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus gammaspektrometrisesti. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatograafisella menetelmällä, minkä jälkeen  $^{90}\text{Sr}$  mitataan nestetuikespektrometrilla.

### Tulokset

Meijerimaidon  $^{137}\text{Cs}$ :n ja  $^{90}\text{Sr}$ :n alueelliset aktiivisuuspitoisuudet (Bq/l) vuonna 2009 on esitetty neljännesvuosi- ja vuosi keskiarvoina taulukossa 8.1. Meijerimaidon  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,2–1,1 Bq/l. Maidon  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet olivat korkeimmat niillä alueilla, joille tuli eniten Tshernobylin onnettomuudesta johtuvaa laskeumaa. Kuvassa 8.2 on esitetty maidon keskimääräinen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus (Bq/l) Etelä-Suomessa tuotetussa maidossa vuodesta 1960 lähtien. Näytteenottoalue on vaihdellut eri aikoina.

Maidon  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet ovat jo lähes samaa tasoa kuin ennen Tshernobylin onnettomuutta. Havaitut pitoisuudet ovat alle tuhannesosan siitä toimenpidetasosta ja elintarvikekaupan raja-arvosta (1 000 Bq/l), jota sovelletaan Euroopan unionin alueella ydinonnettomuuden jälkeisessä tilanteessa (87/3954/Euratom, 89/2218/EEC).

Maidosta aiheutuva säteilyannos vuonna 2009 oli 0,0005–0,0018 mSv, josta  $^{90}\text{Sr}$ :n osuus oli runsas 10 %. Arviossa on oletettu maidon kulutukseksi 140 litraa vuodessa henkilöä kohti (Maatilatilastollinen vuosikirja 2008).

---

Yhteyshenkilö: Ulla-Maija Hanste, Säteilyturvakeskus ([ulla-maija.hanste@stuk.fi](mailto:ulla-maija.hanste@stuk.fi))

## 8 Radioaktiva ämnen i mjölk

Mjölken är ett baslivsmedel som en stor del av befolkningen använder. I näringskedjan förflyttar sig radionuklider i miljön mycket effektivt via foder till mjölk. Mjölkkonsumtionen är riklig, så det är viktigt att följa med radioaktiva ämnen i mjölk. Prov på mejerimjölken från många områden ger en bild av radioaktivitetsnivån på olika områden. Mejerierna i stråltillsynsprogram har valts ut på sådana orter att man får en tillräckligt täckande bild över radioaktivitetshalterna i mjölk producerad i Finland. Orterna representerar också olika nedfallsnivåer. Detta stråltillsynsprogram ger en bild av radioaktivitetsnivån i mjölk och stråldosen som fås via mjölk.

### Provtagning

Proven tas från mejerier i Joensuu, Jyväskylä, Uleåborg, Riihimäki och Seinäjoki (bild 8.1). Proven insamlas varje vecka och fryses ner. De frusna proven sammanslås kvartalsvis.

### Hantering och analys av proven

Proven indunstas under värmelampa och föraskas före analysen. Bestämningen av  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$  görs ur kvartalsvis sammanslagna prov. Halten av  $^{137}\text{Cs}$  bestäms med gammaspektrometer. Strontium avskiljs först med extraktionkromatografisk metod varefter halten av  $^{90}\text{Sr}$  mäts med vätskescintillationspektrometer.

### Resultat

I tabell 8.1 presenteras de årliga och kvartalsmedeltalen av de regionala halterna av  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$  i mejerimjölk (Bq/l).  $^{137}\text{Cs}$ -halten i mejerimjölk varierade mellan 0,2–1,1 Bq/l. Halterna av  $^{137}\text{Cs}$  i mjölken var högre på de områden där det kom mest nedfall efter Tjernobylolyckan. I bild 8.2 visas halterna av  $^{137}\text{Cs}$  sedan 1960-talet i mjölk från Södra Finland. Området för provtagning har varierat vid olika tider.

$^{137}\text{Cs}$ -halten i mjölk är nu nästan på samma nivå som före Tjernobylolyckan. De observerade halterna är mindre än en tusendel av det åtgärdsnivå och gränsvärde för livsmedelshandel (1 000 Bq/l), som tillämpas i Europeiska unionen efter en kärnolycka (87/3954/Euratom, 89/2218/EEC).

Stråldosen som orsakades av mjölk år 2009 var 0,0005–0,0018 mSv, varav andelen som  $^{90}\text{Sr}$  utgjorde var dryg 10 %. Den uppskattade mjölkförbrukningen var 140 liter per år per person (Lantbruksstatistisk årsbok 2008).

---

Kontaktperson: Ulla-Maija Hanste, Strålsäkerhetscentralen ([ulla-maija.hanste@stuk.fi](mailto:ulla-maija.hanste@stuk.fi))

## 8 Radioactive substances in milk

Agricultural produces form the greatest part of people's overall consumption of foodstuffs. Grass is an efficient collector of atmospheric contaminants and radionuclides in the food chain are rapidly transferred through cattle feed to milk. Since milk is consumed in high amounts, it is important to monitor the levels of radioactive substances in it. The sampling sites of dairy milk in the monitoring programme are chosen to provide representative information about the radioactivity in milk produced in Finland. The sites represent different levels of deposition. The milk is monitored also in order to estimate the internal radiation dose for people via milk.

### Sampling

The samples are collected from Finnish dairies in Joensuu, Jyväskylä, Oulu, Riihimäki and Seinäjoki (Fig. 8.1). The weekly samples from each sampling site are frozen. The frozen samples are then bulked together quarterly for  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  analyses.

### Pre-treatment and analysis

The quarterly bulked samples are evaporated under infrared thermal lamps and ashed before the analysis. The concentration of  $^{137}\text{Cs}$  is determined by gamma spectrometric measurements. Strontium is separated by an extraction chromatographic method and thereafter  $^{90}\text{Sr}$  is measured with a liquid scintillation spectrometer.

### Results

The concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in dairy milk (Bq/l) by sampling site are presented as quarterly and annual means in Table 8.1. The concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in milk varied between 0.2–1.1 Bq/l. The concentrations were highest in the areas with the highest deposition after the Chernobyl accident. Figure 8.2 presents concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  in milk produced in southern Finland since the 1960s. The sampling site has changed throughout the years.

$^{137}\text{Cs}$  contents in milk are nearly at the same level as before the deposition caused by the Chernobyl accident. The concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  observed are about one thousandth of the action level and the maximum permitted level (1 000 Bq/l) which are to be applied within the European Union after a nuclear accident (87/3954/Euratom, 89/2218/EEC).

In 2009, the radiation dose received through milk was 0.0005–0.0018 mSv. About 10% of this radiation dose was due to  $^{90}\text{Sr}$ . The annual consumption of milk in this dose estimate was assumed to be 140 litres per capita (Yearbook of Farm Statistics 2008).

---

Contact person: Ulla-Maija Hanste, Radiation and Nuclear Safety Authority ([ulla-maija.hanste@stuk.fi](mailto:ulla-maija.hanste@stuk.fi))

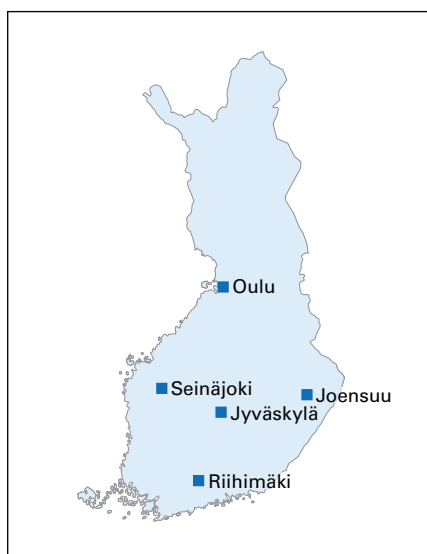
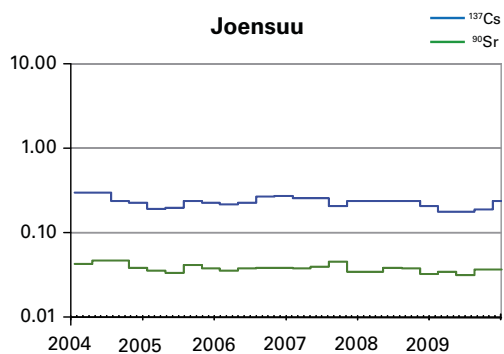


**Taulukko 8.1.**  $^{137}\text{Cs}$ :n ja  $^{90}\text{Sr}$ :n aktiivisuuspitoisuudet (Bq/l) maidossa vuonna 2009, neljännesvuosi- ja vuosikeskiarvot.

**Tabell 8.1.**  $^{137}\text{Cs}$ - ja  $^{90}\text{Sr}$ -halter (Bq/l) i mjölk år 2009, kvartals- och årsmedeltal.

**Table 8.1.** The concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  (Bq/l) in milk in 2009, quarterly and annual means.

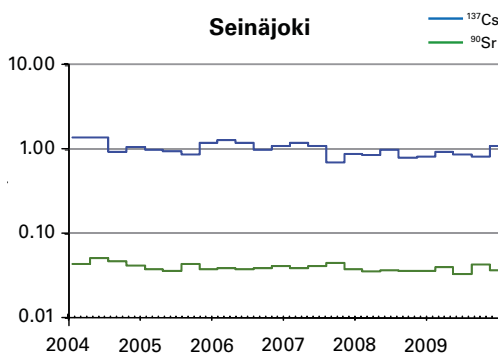
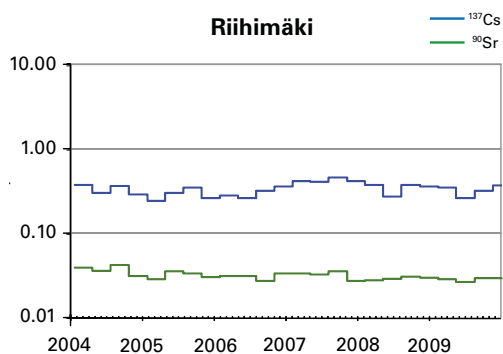
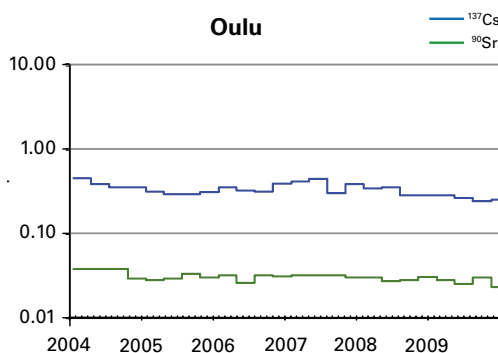
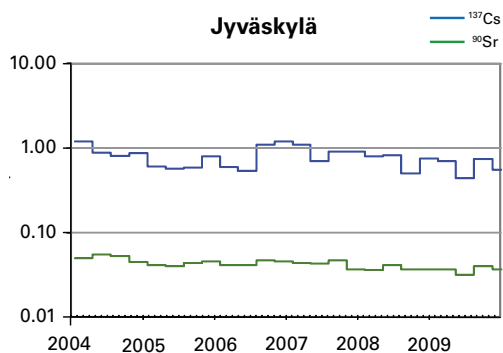
Site	1.1. – 31.3.		1.4. – 30.6.		1.7. – 30.9.		1.10. – 31.12.		1.1. – 31.12.	
	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$
Joensuu	0.18	0.035	0.18	0.032	0.19	0.037	0.24	0.037	0.20	0.035
Jyväskylä	0.70	0.037	0.44	0.032	0.75	0.040	0.56	0.037	0.61	0.037
Oulu	0.28	0.028	0.26	0.025	0.24	0.030	0.25	0.023	0.26	0.027
Riihimäki	0.36	0.029	0.27	0.027	0.33	0.030	0.38	0.030	0.34	0.029
Seinäjoki	0.94	0.040	0.87	0.033	0.82	0.043	1.1	0.037	0.93	0.038



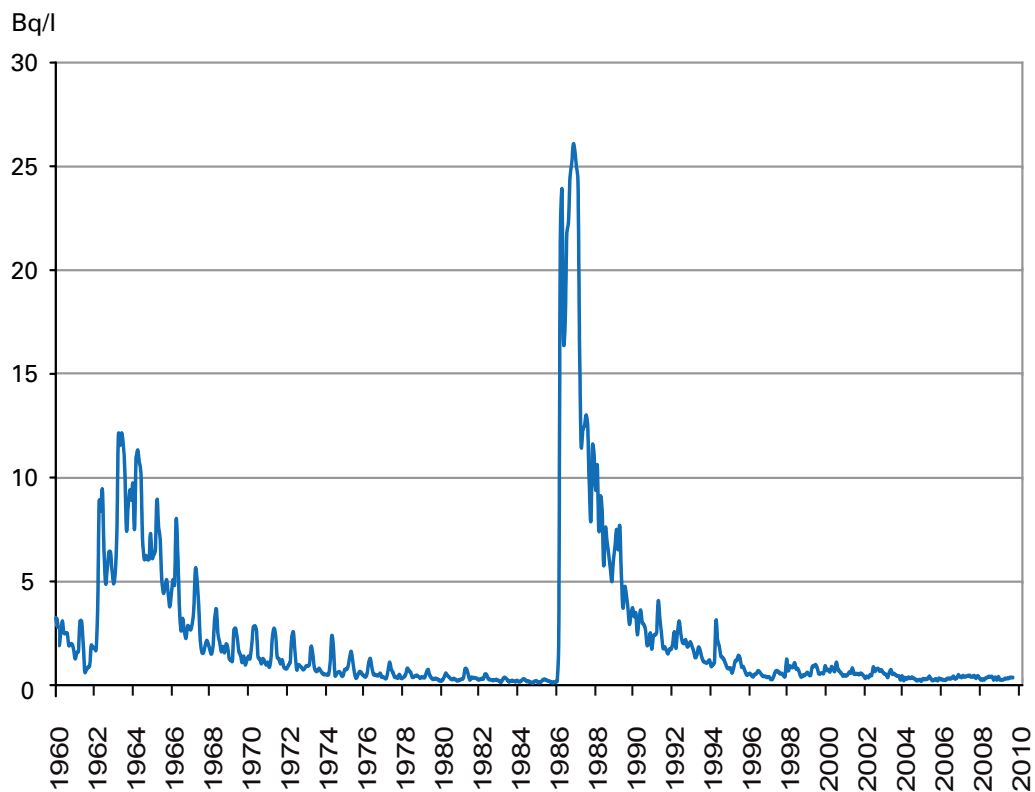
**Kuva 8.1.** Maitonäytteen keräyspaikkakunnat ja  $^{137}\text{Cs}$ :n ja  $^{90}\text{Sr}$ :n aktiivisuuspitoisuudet maidossa (Bq/l) vuodesta 2004 lähtien.

**Bild 8.1.** Provtagningsorter för mjölk och  $^{137}\text{Cs}$ - och  $^{90}\text{Sr}$ -halter (Bq/l) i mjölk sedan 2004.

**Fig. 8.1.** The sampling sites of milk and areal concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  (Bq/l) in milk since 2004, quarterly means.







**Kuva 8.2.** Maidon keskimääräinen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus (Bq/l) Etelä-Suomessa tuotetussa maidossa vuodesta 1960 lähtien.

**Bild 8.2.** Genomsnittlig halt av  $^{137}\text{Cs}$  i mjölk (Bq/l) producerats i södra Finland sedan 1960.

**Fig. 8.2.**  $^{137}\text{Cs}$  in milk (Bq/l) in Southern Finland since 1960.



## 9 Elintarvikkeiden radioaktiiviset aineet

### 9.1 Yhden viikon ateriat

Elintarvikenäytteiden radioaktiivisuusmittauksen tavoitteena on hankkia tietoa radionuklidien saannista ruoan kautta. Samalla saadaan arvio väestön päivittäisestä ravinnon kautta saamasta säteilyaltistuksesta. Elintarvikkeiden keinotekoisista radioaktiivisuutta valvotaan keräämällä yhden viikon ajalta päivittäiset kiinteät ruoka-annokset. Juomat kerätään vain yhdeltä päivältä. Koko vuorokauden aterioiden analysointi yksittäisten elintarvikkeiden sijasta antaa suoraan saannin, jossa on jo huomioitu ruoan valmistuksen vaikutukset ja kulutustekijät.

Näytteenoton paikkakunnat ovat Etelä-, Keski- ja Pohjois-Suomessa edustaen suurimpia asutuskeskuksia ja elintarvikkeiden käytön alueellisia eroja. Samoilta paikoilta otetaan samaan aikaan myös juomavesinäytteet suoraan vesijohtovedestä.

Tämä valvontaohjelma antaa kuvan suurkeittiöiden ruoan radioaktiivisuustasosta sekä suurkeittiöiden ruokaa käyttävien ruoasta saamasta säteilyannoksesta vuonna 2009. Ruoan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus voi olla huomattavasti korkeampi, mikäli ravinto sisältää runsaasti luonnon tuotteita, sillä metsämarjoissa, järvikalassa, sienissä ja riistassa on vielä Tshernobylin onnettomuudesta peräisin olevaa radioaktiivista cesiumia.

#### Näytteenotto

Näytteet kerätään syksyllä, jolloin uuden sadon tuotteet ovat mukana. Näytteenottopaikkoina ovat sairaaloiden suurkeittiöt (kuva 9.1). Näytteet sisältävät vuorokauden kaikki ateriat mukaan

lukien juomat ja leivät. Ruoka- ja juomanäytteet kerätään erikseen. Aterioiden vuorokauden energiasisältö on n. 7500 kJ – 10900 kJ.

#### Näytteiden käsittely ja analysointi

Vuorokauden kiinteät ruokanäytteet yhdistetään yhdeksi näytteeksi, joka kuivataan ja homogenisoidaan. Kuivatuihin vuorokausinäytteistä määritetään  $^{137}\text{Cs}$  gammaspektrometrillä mittaussuurella. Cesium-määrityksen jälkeen näytteet tuhitetaan ja yhdistetään  $^{90}\text{Sr}$ :n analysointia varten viikkonäytteiksi. Strontium erotetaan näytteistä ekstraktiokromatograafisella menetelmällä, jonka jälkeen  $^{90}\text{Sr}$  mitataan nestetuikespektrometrillä.

Vuorokauden juomat yhdistetään yhdeksi näytteeksi, haihdutetaan lämpölampun alla ja tuhitetaan. Tuhitetuista vuorokausinäytteistä analysoidaan  $^{137}\text{Cs}$  ja  $^{90}\text{Sr}$ .  $^{137}\text{Cs}$  määritetään gammaspektrometrillä mittaussuurella. Strontium erotetaan näytteistä ekstraktiokromatograafisella menetelmällä, minkä jälkeen  $^{90}\text{Sr}$  mitataan nestetuikespektrometrillä.

#### Tulokset

Päivittäisen ravinnon  $^{137}\text{Cs}$ - ja  $^{90}\text{Sr}$ -pitopisuudet ovat pieniä, koska ruoan raaka-aineena käytetyt maataloustuotteet ovat lähes puhtaita radioaktiivisista aineista. Tulosten vaihtelut johtuvat lähinnä näytteenottopäivän dieetin ja ruoan alueellisen alkuperän vaihteluista. Vuonna 2009  $^{137}\text{Cs}$ -pitopisuudet ruoassa olivat 0,06–2,0 Bq/kg ja juomissa 0,05–0,3 Bq/l. Päivittäinen cesiumin saanti ruoan kautta vaihteli välillä 0,02–3,2 Bq/d ja juo-

mien kautta 0,03–0,2 Bq/d. Cesiummäärityksien mittausepävarmuus oli 3–17 % ja strontiummääritysten epävarmuus oli noin 5 %. Aluekohtaiset tulokset on esitetty taulukoissa 9.2 ja 9.3. Suurkeittiöiden ruokaa käyttävien ruoasta saama säteilyannos oli vuonna 2009 alle 0,01 mSv, josta  $^{137}\text{Cs}$ :sta aiheutuva osuus oli noin 90 %.

## 9.2 Kaupan elintarvikkeet

Syksyllä 2009 hankittiin kaupan elintarvikkeita elintarvikeliikkeistä samoilta paikkakunnilta kuin vuorokausiruokanäytteet. Näytteiksi valittiin luonnonvaraista riistaa, kalaa ja luonnontuotteita  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksien määrittämistä varten. Näiden mittausten tulokset ovat taulukossa 9.1.

Mitatuista sieninäytteistä muutamien suppilovahveroiden  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet ylittivät raja-arvon 600 Bq/kg, jota suositellaan noudatettavaksi, kun saatetaan markkinoille luonnonvaraista riistaa, metsämarjoja ja -sieniä sekä järvikaloja (EU-suositus 2003/274/Euratom). Tuoreita, kuivattuja tai suolattuja sieniä liottamalla tai keittämällä vedessä ennen ruoaksi valmistamista saadaan 80–90 prosenttia cesiumista poistettua. Sienien kuivaaminen ilman liotusta ei vähennä cesiumin määrää. Lisätietoa käsittelymenetelmistä, joilla voidaan vähentää sienten radioaktiivista cesiumia, löytyy Säteilyturvakeskuksen verkkosivuilta.

Luonnontuotteita mitataan myös tutkimus- ja tiedotustarkoituksessa. Eri elintarvikkeiden  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksista on yksityiskohtaisempaa tietoa Säteilyturvakeskuksen verkkosivuilla osoitteessa [www.stuk.fi](http://www.stuk.fi).

---

Yhteyshenkilö: Ulla-Maija Hanste, Säteilyturvakeskus ([ulla-maija.hanste@stuk.fi](mailto:ulla-maija.hanste@stuk.fi))

## 9 Radioaktiva ämnen i livsmedel

### 9.1 En veckas måltider

Målet för radioaktivitetsmätningar i livsmedel är att erhålla uppgifter om intaget av radionuklider via födan. Med samma får man en bedömning av den dagliga stråldos befolkningen får via föda. Konstgjorda radioaktiva ämnen i livsmedel övervakas genom att samla in dagportioner av fast föda under en vecka. Drycker samlas under en veckodag. Analys av mat och dryck från ett helt dygn istället för analys av enstaka livsmedel ger direkt intaget, där man redan beaktat faktorer i tillagningen och konsumtion av maten.

Orterna för provtagning representerar den södra, mellersta och norra delen av Finland och de regionala skillnaderna i livsmedelsbruk. På samma orter tas samtidigt också dricksvattenprov direkt från vattnet i vattenledningar.

Detta tillsynsprogram ger en bild av radioaktivitetsnivån i maten från storkök samt stråldosen som de som äter mat från storkök fick år 2009. Halten av  $^{137}\text{Cs}$  i maten kan vara betydligt högre ifall födan innehåller rikligt med naturprodukter eftersom skogsbär, insjöfisk, svampar och vilt ännu innehåller radioaktivt cesium som härstammar från Tjernobylnedfall.

### Provtagning

Tidpunkten för provtagningen är oktober, så att produkterna från den nya skörden finns med. Provtagningen sker vid sjukhuskök i Helsingfors, Tammerfors och Rovaniemi (bild 9.1). Proven innefattar dygnets alla måltider inklusive drycker och bröd. Prov av mat och dryck uppsamlas skilt. Energiinnehållet för måltiderna under ett dygn är ca 7500 kJ – 10900 kJ.

### Behandling och analys av proven

De fasta proven från ett dygns föda sammanslås till ett prov som torkas och homogeniseras. Ur de torkade proven bestäms  $^{137}\text{Cs}$  med gammaspektrometri. Efter att cesium bestämts föraskas proven och sammanslås till veckoprov för analys av  $^{90}\text{Sr}$ . Strontium avskiljs med extraktionskromatografi, varefter halten av  $^{90}\text{Sr}$  bestäms med vätskescintillationsspektrometer.

Dryckerna från ett dygn sammanslås till ett prov, indunstas under värmelampor och föraskas. Ur de föraskade proven bestäms  $^{137}\text{Cs}$  med gammaspektrometri. Strontium avskiljs med extraktionskromatografisk metod, varefter halten av  $^{90}\text{Sr}$  bestäms med vätskescintillationsspektrometer.

### Resultat

Halterna av  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$  i dagliga måltider är låga, eftersom de lantbruksprodukter som används som ingredienser är nästan rena från radioaktiva

ämnen. Små variationen i mätresultaten beror närmast på variationen mellan dagen då matproven tagits, samt skillnaderna i ingrediensers regionala ursprung. År 2009  $^{137}\text{Cs}$ -halterna i maten var 0,06–2,0 Bq/kg och i dryckerna 0,05–0,3 Bq/l. Det dagliga intaget av cesium i maten varierade mellan 0,02–3,2 Bq/d och i dryckerna 0,03–0,2 Bq/d. Bestämningen av  $^{137}\text{Cs}$  hade en mätosäkerhet på 3–17 % och bestämningen av  $^{90}\text{Sr}$  en mätosäkerhet på 5 %. De regionala mätresultaten finns i tabell 9.2 och i tabell 9.3. Stråldosen av människor som använder födan från storkök var år 2009 under 0,01 mSv varav andelen förorsakande av  $^{137}\text{Cs}$  var 90 %.

## 9.2 Livsmedel i butiker

Under hösten 2009 skaffades livsmedel från livsmedelsbutiker på samma orter där matproven från ett dygn hämtats. Till proven valdes vilt, vilda bär, vilda svampar och fisk för att bestämma halterna av  $^{137}\text{Cs}$ . Resultaten från dessa mätningar finns i tabell 9.1.

Halten av  $^{137}\text{Cs}$  i proven översteg i några svampar (trattkantareller) gränsvärdet 600 Bq/kg, som rekommenderas att tillämpas på  $^{137}\text{Cs}$  i vilt, vilda bär, vilda svampar och sötvattenfisk som säljs på marknaden (EU-rekommendation 2003/274/Euratom). Genom att blötlägga eller koka färska, saltade eller torkade svamparna i vatten kan 80–90 procent av cesiumet avlägsnas. Mera information om sänkning av  $^{137}\text{Cs}$ -halten i svampar finns på Strålsäkerhetscentralens webbplats.

Naturprodukter mäts också för forskning och informationssyften. Mer specifika detaljer om halterna av  $^{137}\text{Cs}$  i olika livsmedel finns på Strålsäkerhetscentralens webbplats [www.stuk.fi](http://www.stuk.fi).

---

Kontaktperson: Ulla-Maija Hanste, Strålsäkerhetscentralen ([ulla-maija.hanste@stuk.fi](mailto:ulla-maija.hanste@stuk.fi))

## 9 Radioactive substances in foodstuffs

### 9.1 One week diet

The aim of the foodstuffs monitoring program is to obtain information about the intake of radionuclides through ingestion for estimating internal doses. The artificial radioactivity in foodstuffs is monitored by collecting daily meals of solid food over one week. Drinks are collected only once a week for one day. An analysis of the whole mixed diet samples rather than the main components of diet gives the intake, in which the consumption and food processing are already included.

The sampling sites are located in southern, central and northern Finland, representing the main population centres and areal differences in the consumption of foodstuffs. The sites are Helsinki, Tampere and Rovaniemi (Fig. 9.1). Drinking water samples, taken directly from running tap water, are also collected in the same cities. This monitoring programme typifies the food prepared in institutional kitchens, and the level of radioactivity it contains. Radioactivity concentrations may be remarkably higher in the food containing a lot of natural produces (wild berries, freshwater fish, wild mushrooms and game).

#### Sampling

The diet samples are collected once a year. The sampling time is October in order to include the products of the new crop in the sampling. The sampling sites comprise institutional kitchens in hospitals. The samples consist of all the meals of a day, including drinks and bread. Food and drink samples are collected separately. The daily energy content of meals totals approximately 7500 kJ – 10900 kJ.

#### Pre-treatment and analysis

The solid food samples collected during a day are combined into one sample, which is dried and homogenised. The  $^{137}\text{Cs}$  of the dried daily samples is determined by gamma spectrometric measurement. After they have been analysed for cesium, the samples are ashed and combined into weekly samples for  $^{90}\text{Sr}$  analysis. Strontium is separated from the samples by an extraction chromatographic method, after which  $^{90}\text{Sr}$  is measured with a scintillation spectrometer.

The drinks collected during a day are evaporated under infrared thermal lamps and ashed.  $^{137}\text{Cs}$  is determined by gamma spectrometric measurement from the ashed drink samples. Strontium is separated from the samples by an extraction chromatographic method, after which  $^{90}\text{Sr}$  is measured with a liquid scintillation spectrometer.

#### Results

The concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in daily meals are low because the agricultural products used as raw material are almost clear of artificial radionuclides. The variation in the results is caused by the differences in the types of meals that were prepared on the sampling dates and in the areal origins of raw materials. The concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  in the solid food in 2009 ranged from 0.06 – 2.0 Bq/kg, and in the drinks from 0.05 – 0.3 Bq/l. The daily intakes of  $^{137}\text{Cs}$  via food varied between 0.02 – 3.2 Bq/d, and via drinks from 0.03 – 0.2 Bq/d. The determination of  $^{137}\text{Cs}$  gave a measurement uncertainty of 3 – 17 % and the determination of  $^{90}\text{Sr}$  that of 5 %. The areal results are given in Table 9.2 and in Table 9.3. The average internal radiation dose received through food from the

institutional kitchens in 2009 was less than 0.01 mSv, approximately 90% of which is due to  $^{137}\text{Cs}$ .

## 9.2 Foodstuffs on the market

In the autumn of 2009, the foodstuffs on the market were acquired from grocery shops at the same cities as the daily diet samples. Wild game, wild berries, wild mushrooms and fish were chosen as samples in order to determine concentrations of  $^{137}\text{Cs}$ . The results of these measurements are presented in Table 9.1.

In the analysed samples, the concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  in certain mushrooms (*Cantharellus tubaeformis*) were higher than the maximum permitted level, 600 Bq/kg, recommended to be respected when placing wild game, wild berries, wild mushrooms and lake fish on the market (Commission recommendation 2003/274/Euratom). Soaking or cooking removes up to 80 – 90 per cent of  $^{137}\text{Cs}$  contents in fresh, dried or salted mushrooms. Drying without soaking does not reduce the  $^{137}\text{Cs}$  contents of the mushrooms.

Natural products are monitored also for the purposes of research and media. More detailed information about the concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  in various foodstuffs can be found at the STUK's website, [www.stuk.fi](http://www.stuk.fi).

---

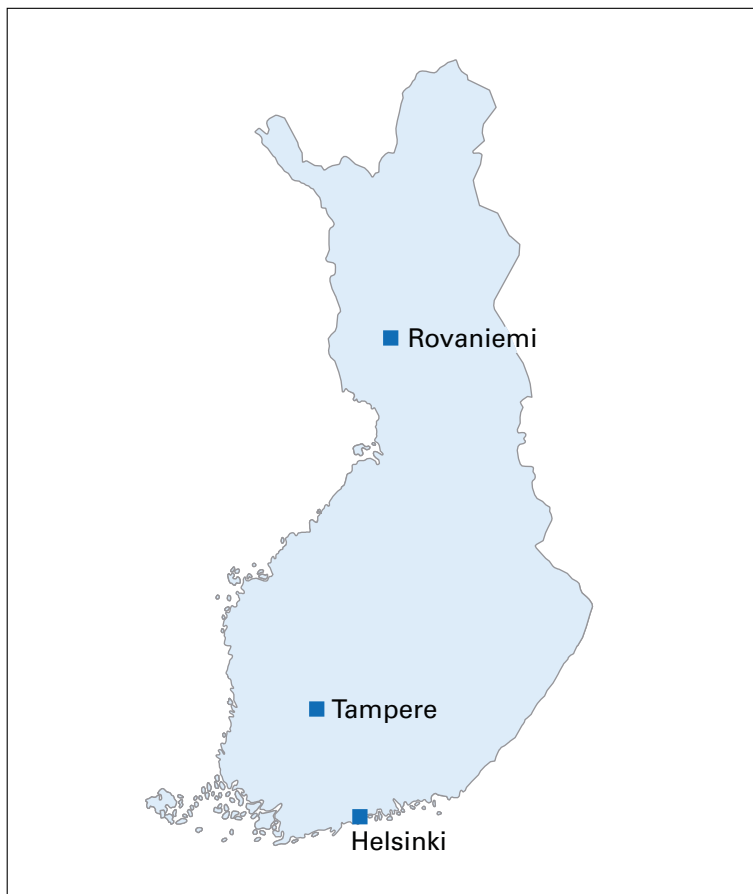
Contact person: Ulla-Maija Hanste, Radiation and Nuclear Safety Authority ([ulla-maija.hanste@stuk.fi](mailto:ulla-maija.hanste@stuk.fi))

**Taulukko 9.1.**  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet (Bq/kg) elintarvikeliikkeistä hankituissa näytteissä vuonna 2009.

**Tabell 9.1.**  $^{137}\text{Cs}$  i prov som köpts i livsmedelsbutiker år 2009.

**Table 9.1.**  $^{137}\text{Cs}$  in the samples purchased from food shops in 2009.

Elintarvike	Livsmedel	Foodstuff	$^{137}\text{Cs}$ , Bq/kg (number of samples)					
			Helsinki		Tampere		Rovaniemi	
hirvenliha	älgkött	venison	9.5–52	(5)	7.9–101	(3)	5.8–39	(2)
poronliha	renkött	reindeer meat	–	–	–	–	91–149	(3)
metsämarjat	skogsbär	wild berries	3.6–42	(13)	4.9–160	(12)	2.6–86	(7)
sienet	svampar	mushrooms	12–460	(10)	89–1550	(6)	55–86	(2)
järvi- ja jokikala	insjöfisk	freshwater fish	18	(1)	1.5–43	(9)	1.8–23	(8)
murtovesi- ja merikala	brack- och havsfisk	brackish water and marine fish	0.4–28	(6)	0.7–6.4	(2)	5.6–22	(2)
kasvatettu kala (meri- ja sisävesiallas)	odlad fisk (havs- och insjöbassäng)	farmed fish (sea and freshwater basin)	–	–	0.5	(1)	0.7–1.6	(3)



**Kuva 9.1.** Elintarvikkeiden keräyspaikkakunnat.

**Bild 9.1.** Provtagningsorter för födoämnen.

**Fig. 9.1.** The sampling sites for diet samples.



**Taulukko 9.2.**  $^{137}\text{Cs}$ :n ja  $^{90}\text{Sr}$ :n saanti ruoasta vuonna 2009.

**Tabell 9.2.** Tillförsel av  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$  i maten år 2009.

**Table 9.2.** The intake of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  via ingestion in 2009.

Site	Sampling date	$^{137}\text{Cs}$ (Bq/d) meal	$^{90}\text{Sr}$ (Bq/week) meal
Helsinki	5.10.2009	0.14	0.40
	6.10.2009	0.17	
	7.10.2009	3.2	
	8.10.2009	0.09	
	9.10.2009	0.51	
	10.10.2009	0.23	
	11.10.2009	0.21	
Rovaniemi	5.10.2009	0.17	0.29
	6.10.2009	0.51	
	7.10.2009	0.67	
	8.10.2009	0.02	
	9.10.2009	0.27	
	10.10.2009	0.42	
	11.10.2009	0.17	
Tampere	5.10.2009	0.69	0.43
	6.10.2009	0.19	
	7.10.2009	0.10	
	8.10.2009	0.54	
	9.10.2009	0.25	
	10.10.2009	0.25	
	11.10.2009	0.40	

**Taulukko 9.3.**  $^{137}\text{Cs}$ :n ja  $^{90}\text{Sr}$ :n päivittäinen saanti juomista vuonna 2009.

**Tabell 9.3.** Tillförsel av  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{90}\text{Sr}$  i dryckerna år 2009.

**Table 9.3.** The intake of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  via drinks in 2009.

Site	Sampling date	$^{137}\text{Cs}$ (Bq/week) drinks	$^{90}\text{Sr}$ (Bq/week) drinks
Helsinki	6.10.2009	0.20	0.018
Rovaniemi	6.10.2009	0.14	0.025
Tampere	11.10.2009	0.03	0.018

**Kuva 9.2.** *Cantharellus tubaeformis*.

**Bild 9.2.** *Cantharellus tubaeformis*.

**Fig.9.2.** *Cantharellus tubaeformis*.



## 10 Jätelietteen radioaktiiviset aineet

Ympäristön säteilyvalvontaohjelmaan otettiin vuonna 2009 mukaan Helsingin Viikinmäen jätevesipuhdistamon lietteet, joista seurataan keino-koisten radionuklidien esiintymistä. Monet ympäristöön kulkeutuneet radionuklidit voidaan havaita jätevedenpuhdistamon lietteestä, sillä puhdistusprosessissa lietteeseen rikastuu monia jätevedessä olevia radionuklideja. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon lietteessä on havaittu radionuklideja, jotka ovat peräisin mm. Tshernobylin onnettomuudesta, lääkinnällisestä radioisotooppien käytöstä sekä luonnosta. Tutkimalla lietteitä saadaan myös tietoa radionuklidien kulkeutumisesta ympäristössä.

### Näytteenotto

Jätevedenpuhdistamon raakalietteestä ja mädätetystä kuivatusta lietteestä otetaan neljä kertaa vuodessa näytteet, joista analysoidaan gammasäteilyä emittoivat radionuklidit. Näytteenottokuukaudet ovat helmi-, touko-, elo- ja marraskuu ja molemmat näytteet otetaan samana päivänä.

### Näytteiden käsittely ja analysointi

Laboratoriossa raakaliete kuivatetaan lämpökaapissa ja jauhetaan. Muuta esikäsittelyä näytteelle ei tehdä. Gammasäteilyä lähettävät radioaktiiviset aineet analysoidaan jauhetuista näytteistä gammaspektrometrisesti.

Mädätetystä kuivatusta lietteestä gammasäteilyä lähettävät radioaktiiviset aineet analysoidaan ilman esikäsittelyä. Mittaus tehdään mahdollisimman nopeasti sen jälkeen, kun näyte on saapunut laboratorioon lyhytikäisten nuklidien toteamiseksi. Kuiva-ainemääritys tehdään mittauksen jälkeen.

### Tulokset

Radionuklideja käyttävien sairaaloiden syöpäkliniikoiden ja isotooppiosastojen potilaiden eritteet menevät Helsingin Viikinmäen puhdistamoon. Hoitoja annetaan yleensä vain tiettyinä päivinä, joten päästöt jätevesiin jakautuvat ajallisesti epätasaisesti. Tästä johtuen sairaalanuklidien pitoisuudet lietteessä vaihtelevat suuresti.

Sairaaloissa käytettäviä radionuklideja ovat  $^{111}\text{In}$ ,  $^{131}\text{I}$  ja  $^{153}\text{Sm}$ .  $^{137}\text{Cs}$  on peräisin Tshernobylin onnettomuudesta ja  $^{238}\text{U}$  on vedessä luonnollisesti esiintyvä radioaktiivinen aine. Jätelietteen gamma-aktiivisten radionuklidien pitoisuudet raakalietteessä vuonna 2009 on esitetty taulukossa 10.1 ja kuivatussa lietteessä taulukossa 10.2.

## 10 Radioaktiva ämnen i avfallsslam

I programmet för övervakning av strålning i miljön tog man år 2009 med slammet från Avloppsreningsverket i Viksbacka i Helsingfors. Slammet skall användas för att undersöka förekomsten av artificiella radionuklider. I slammet från avloppsreningsverk kan man upptäcka många radionuklider som hamnat i miljön eftersom det under reningsprocessen samlas många radionuklider i slammet från avloppsvattnet. I slammet från Avloppsreningsverket i Viksbacka har man upptäckt radionuklider som härstammar från bl.a. Tjernobylnedfallet, från användningen av radioisotoper inom medicin samt från naturen. Genom att undersöka slammet får man också information om radionuklidernas förflyttning i miljön.

### Provtagning

Fyra gånger per år tar man prov från avloppsreningsverkets råslam och rötade torkade slam och analyserar radionukliderna som emitterar gammastrålning. Provtagningsmånaderna är februari, maj, augusti och november. Båda proven tas på samma dag.

### Hantering och analys av proven

Råslammet torkas i ett värmeskåp och mals i ett laboratorium. Någon annan förbehandling görs inte med provet. De radioaktiva ämnen som sänder gammastrålning i de malda proven analyserar man med gammaspektrometer.

De radioaktiva ämnena som finns i det rötade slammet och sänder gammastrålning analyseras utan förbehandling. För att observera de kortlivade radionukliderna görs mätningen så snabbt som möjligt efter att provet anlänt till laboratoriet. Bestämning av torrsubstansen görs efter mätningen.

### Resultat

Exkret från patienterna på cancerkliniker och vid isotopavdelningar i sjukhus där man använder radionuklider går till reningsverket i Viksbacka i Helsingfors. Behandlingarna ges oftast bara på vissa dagar så utsläppen i avloppsvattnet fördelas tidsmässigt ojämnt. Till följd av detta finns det stora variationer i halterna av sjukhusnuklider i slammet.

På sjukhus används radionukliderna  $^{111}\text{In}$ ,  $^{131}\text{I}$  och  $^{153}\text{Sm}$ .  $^{137}\text{Cs}$  härstammar från Tjernobylnedfallet och  $^{238}\text{U}$  förekommer naturligt i vatten. Halterna av gamma-aktiva radionuklider i avfallsslammet år 2009 finns presenterade i tabell 10.1 (råslam) och tabell 10.2 (torkat slam).

## 10 Radioactive substances in wastewater sludge

In 2009, the programme for the surveillance of environmental radiation was expanded to monitor the occurrence of artificial radionuclides in sludge from the Viikinmäki wastewater treatment plant in Helsinki. Sludge is a sensitive indicator of radionuclides that enter the environment since many radionuclides in wastewater are enriched during the water treatment process. Sludge from the Viikinmäki wastewater treatment plant has been found to contain radionuclides that originate, for instance, in the Chernobyl accident, medical use of radioisotopes and natural sources. Investigating sludge also provides useful information about the transfer of radionuclides in the environment.

### Sampling

Samples of undigested sludge and dewatered sludge from the wastewater treatment plant are collected four times a year and analyzed for gamma-emitting radionuclides. Samples are collected in February, May, August and November. Both types of samples are collected on the same day.

### Pre-treatment and analyses

In the laboratory, the samples of undigested sludge are dried in an drying oven at a temperature of 105 °C and ground into powder. The samples are not pre-treated in any other way. The samples are then analyzed gammaspectrometrically for gamma-emitting radioactive substances.

The samples of dewatered sludge are analyzed for gamma-emitting radioactive substances without any pre-treatment. Measurements are carried out as soon as possible after the samples have arrived in the laboratory in order to detect any short-term nuclides. The percentage of dry material in the samples is determined after the measurements.

### Results

The Viikinmäki wastewater treatment plant in Helsinki processes excretion from patients that have been treated with radioactive isotopes. Treatments are usually given only on certain weekdays so the emission of radionuclides into wastewater is distributed unevenly regarding the time. As a result, the concentrations of such radionuclides in the sludge vary a great deal.

Radionuclides used in hospitals include  $^{111}\text{In}$ ,  $^{131}\text{I}$  and  $^{153}\text{Sm}$ .  $^{137}\text{Cs}$  derives from the Chernobyl accident, while  $^{238}\text{U}$  is a natural radioactive substance that can be found in water. The concentrations of gamma-emitting radionuclides in undigested sludge and dewatered sludge in 2009 are presented in Tables 10.1 and 10.2, respectively.

**Taulukko 10.1.** Gammaa emittoivat radionuklidit Viikinmäen jätevedenpuhdistamon raakalietteessä Bq kg<sup>-1</sup> kuivapainoa kohden vuonna 2009.

**Tabell 10.1.** Gammastrålande radioaktiva ämnen i råslammet från Viksbacka avloppsreningsverk Bq kg<sup>-1</sup> torrsvikt år 2009.

**Table 10.1.** Gamma-emitting radionuclides in undigested sludge in the Viikinmäki wastewater treatment plant Bq kg<sup>-1</sup> dry weight in 2009.

Sampling date	<sup>111</sup> In	<sup>131</sup> I	<sup>137</sup> Cs	<sup>153</sup> Sm	<sup>238</sup> U
3.2.2009	3.8	1900	10	0	330
11.5.2009	17	970	6.7	140	210
17.8.2009	11	1700	8.9	22	300
9.11.2009	5.5	2200	7.8	98	270

**Taulukko 10.2.** Gammaa emittoivat radionuklidit Viikinmäen jätevedenpuhdistamon kuivatussa lietteessä Bq kg<sup>-1</sup> kuivapainoa kohden vuonna 2009.

**Tabell 10.2.** Gammastrålande radioaktiva ämnen i det torkade slammet från Viksbacka avloppsreningsverk Bq kg<sup>-1</sup> torrsvikt år 2009.

**Table 10.2.** Gamma-emitting radionuclides in dewatered sludge in the Viikinmäki wastewater treatment plant Bq kg<sup>-1</sup> dry weight in 2009.

Sampling date	<sup>111</sup> In	<sup>131</sup> I	<sup>137</sup> Cs	<sup>153</sup> Sm	<sup>238</sup> U
3.2.2009	1.8	590	15	5.6	490
11.5.2009	7.5	330	9.0	66	530
17.8.2009	5.6	510	9.4	32	500
9.11.2009	3.9	470	9.8	97	480

## 11 Radioaktiiviset aineet ihmisessä

Ihminen saa radioaktiivisia aineita elimistönsä hengittämällä tai ravinnon mukana. Nämä aineet ovat joko luonnollista alkuperää tai keinotekoisesti tuotettuja. Näistä gammasäteilyä lähettäviä aineita voidaan mitata suoraan ihmisen kehosta. Mittaukset tehdään ns. kokokehomittauslaitteistoilla joista toinen on kiinteästi asennettuna laboratorioon Helsingissä ja toinen on kuorma-autoon rakennettu. Kiinteästi asennettu mittauslaitteisto otettiin käyttöön vuonna 1965 ja liikkuva yksikkö kymmenen vuotta myöhemmin.

### Mittaukset

Kiinteä mittauslaitteisto on sijoitettu 80 tonnia painavaan rautahuoneeseen. Paksujen rautaseinien tarkoituksena on vaimentaa ympäristöstä tulevaa taustasäteilyä. Liikkuva yksikkö painaa noin 2,5 tonnia, kuva 11.1. Helsingin ulkopuoliset mittaukset tehdään yleensä liikkuvalla yksiköllä. Mittauslaitteistoon kuuluu mittaustuoli, johon mitattava henkilö asettuu ja sen yläpuolella oleva gamma-säteilyä havaitseva ilmaisin. Mitattava aktiivisuusmäärä on yleensä pieni ja siksi ympäristöstä tulevan taustasäteilyn vaimentamiseksi tuoli on tehty lyijystä ja säteilyilmaisoin ympäröity lyijyvaipalla.

Kokokehomittauksessa ihmiseen ei kohdistu säteilyä. Mittaus perustuu kehossa olevien radioaktiivisten aineiden hajotessaan lähettämään gam-

masäteilyn havaitsemiseen. Tällä hetkellä yleisin Suomessa väestöstä kokokehomittauksissa havaittu keinotekoinen radioaktiivinen aine on  $^{137}\text{Cs}$ .

### Mitattavat ihmisryhmät

Suomessa on vuodesta 1965 lähtien seurattu helsinkiläistä vertailuryhmää. Vuodesta 1999 alkaen on tämän ryhmän lisäksi mitattu Helsingistä, Tampereelta (2001 alk.) ja Rovaniemeltä kouluympäristöstä valittuja ryhmiä. Näiden neljän ryhmän tulosten perusteella arvioidaan suomalaisten saama säteilyannos keinotekoisista radioaktiivisista aineista. Tampere edustaa Suomessa Tshernobylin onnettomuuden aiheuttaman korkeimman laskeuman aluetta.

Helsingin, Tampereen ja Rovaniemen kouluryhmät koostuvat vapaaehtoisista oppilaista ja opettajista. Koulut on valittu siksi, että samassa mitauspaikassa on eri-ikäisiä henkilöitä. Mitattavilta kysytään lyhyesti ruokavaliosta ja tiettyjen runsaasti radioaktiivista cesiumia sisältävien elintarvikkeiden kulutuksesta

### Tulokset

Mittaustulokset ovat kuvassa 11.2. Kuvassa oleviin tuloksiin sisältyvät vain aikuisten (yli 14-vuotiaiden) mittaustulosten mediaanit. Tässä yhteydessä mediaani on parempi tunnusluku kuin keskiarvo, koska otokset ovat pieniä, jolloin yksittäiset

huomattavan suuret tai pienet tulokset painottuvat liikaa (ks. kuva 11.2). Helsingissä mitattiin 29, Rovaniemellä 40 ja Tampereella 33 yli 14-vuotiaasta henkilöä. Helsingissä suurin mitattu cesiumaktiivisuus kehossa oli 280 Bq ja alle havaitsemisrajan (noin 50 Bq) jäi 10 kpl mitatuista. Vastaavat luvut olivat Rovaniemellä 290 Bq ja 10 kpl sekä Tampereella 1063 Bq ja 2 kpl. Lasten eli alle 15-vuotiaiden tuloksista voidaan todeta, että kehossa oleva cesiumaktiivisuus oli yleensä alle 100 Bq. Myös alle havaitsemisrajan olevia tuloksia oli suhteellisesti enemmän kuin aikuisissa. Tämä sopii hyvin yhteen aikaisemmissa tutkimuksissa saatujen tulosten kanssa. Mittaustulosten vuotuinen vaihtelu johtuu kaupasta ostettujen ja luonnosta kerättyjen elintarvikkeiden aktiivisuuspitoisuuksien suurista eroista sekä luonnosta kerättyjen elintarvikkeiden satunnaisesta käytöstä.

Kuvassa 11.3 on esitetty keskimääräinen  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuus helsinkiläisen vertailuryhmän jäsenissä 1960-luvun puolivälistä lähtien. Kuvassa erottuvat selvästi ilmakehässä suoritettujen ydinkokeiden ja Tshernobylin ydinonnettomuuden vaikutukset kehossa olevaan cesium-aktiivisuuteen.

Kehossa olevan  $^{137}\text{Cs}$ :n aiheuttaman säteilyannoksen arvioitiin vuonna 2009 jääneen alle 0,01 mSv/henkilö, eli alle 0,3 % suomalaisen keskimääräisestä vuosittaisesta säteilyannoksesta, noin 3,7 mSv.

---

Yhteyshenkilö: Jussi Huikari, Säteilyturvakeskus  
([jussi.huikari@stuk.fi](mailto:jussi.huikari@stuk.fi))

## 11 Radioaktiva ämnen i människokroppen

Människan får i sig radioaktiva ämnen genom att andas in dem eller med födan. Dessa ämnen är antingen av naturligt ursprung eller konstgjorda. De ämnen som utsänder gammastrålning kan mätas direkt i människokroppen med helkroppsmätning. Strålsäkerhetscentralen har två utrustningar för detta, den ena är fast installerad i laboratoriet i Helsingfors och den andra är rörlig. Den fasta helkroppsmätaren togs i bruk år 1965 och den rörliga tio år senare.

### Mätningar

Helkroppsmätaren i laboratoriet har placerats i ett järnrum som väger 80 ton. De tjocka järnväggarna dämpar den bakgrundsstrålning som kommer från miljön. En lättare modell, som väger ca 2,5 ton, har placerats i en lastbil, bild 11.1. Med den kan man utföra mätningar på stora avstånd från Helsingfors. Mätutrustningen består av en stol som försökspersonen placerar sig i, och en detektor som finns ovanför stolen. Den aktivitet som mäts är vanligen liten och för att den störande bakgrundsstrålningen från omgivningen skall dämpas har stolen gjorts av bly och detektorn har omgetts med ett blyskydd.

Vid helkroppsmätning utsätts försökspersonen inte för strålning. Mätningen fungerar genom att observera den gammastrålning som radioaktiva ämnen i kroppen utsänder vid sitt sönderfall. För närvarande är  $^{137}\text{Cs}$  det viktigaste radioaktiva ämnet som människorna får via födan.

### Människogrupper som mätts

Mätorterna var år 2009 Helsingfors, Tammerfors och Rovaniemi (se fig. 9.1). I Finland har sedan år 1965 mätts en referensgrupp av helsingforsare. Från och med år 2001 har dessutom tre grupper från skolmiljö, en i Helsingfors, en annan i Rovaniemi och den tredje i Tammerfors mätts. På basis av resultaten av dessa mätningar har man beräknat den stråldos som finländarna i medeltal

får från konstgjorda radioaktiva ämnen.

I grupperna ingår frivilliga personer, elever och lärare, från de utvalda skolorna. Skolorna har valts för att där finns personer i olika ålder. De tillfrågas kortfattat om vilken mat de äter samt hur mycket de konsumerar av vissa livsmedel som innehåller rikligt med radiocesium.

### Resultat

Resultaten finns i bild 11.2. Endast mätresultat för personer över 14 år har medtagits. Här är medianen en bättre parameter än medeltalet eftersom urvalet av personer är litet. Vikten av betydande stora eller små resultat inverkar för mycket (se Bild 11.2). I gruppen från Helsingfors mättes 29 personer, i den från Rovaniemi 40 och i den från Tammerfors 33 personer. I Helsingfors var det högsta uppmätta  $^{137}\text{Cs}$  värdet 280 Bq och det lägsta under detekteringsgränsen 50 Bq (10 personer). I Rovaniemi var de motsvarande värdena 290 Bq och under 50 Bq (10 personer) och i Tammerfors 1063 Bq och 50 Bq (2 personer).

Det fanns så få barn (under 15 år) att man om mätresultaten för barnens del bara kan säga att radioaktiviteten i kroppen i allmänhet var under 100 Bq. Detta stämmer bra överens med resultaten från tidigare undersökningar.

Bild 11.3 visar kroppsinnehållet av  $^{137}\text{Cs}$  som medelvärde för män och kvinnor i referensgruppen från Helsingfors mätt årligen sedan 1965. Inverkan av kärnvapenprov i atmosfären och av Tjernobyl-olyckan på cesium-aktiviteten i kroppen ses tydligt i bilden.

År 2009 uppskattades  $^{137}\text{Cs}$  i människokroppen i medeltal förorsaka en stråldos om cirka 0,01 mSv/person eller mindre än 0,3 procent av den totala stråldosen 3,7 mSv, som finländarna årligen får.

Kontaktperson: Jussi Huikari, Strålsäkerhetscentralen ([jussi.huikari@stuk.fi](mailto:jussi.huikari@stuk.fi))



## 11 Radioactivity in man

Radioactive substances enter the human body via breath or with foodstuffs. These substances are either of natural or of artificial origin of which gamma ray emitters can be measured directly using a dedicated whole body counter. There are two such counters in use at STUK. One is a permanently installed system in the laboratory and the other one is a mobile system. The stationary system was installed in 1965 and the mobile system ten years later.

### The measurements

The stationary system is installed inside a 80 ton iron room. The thick iron walls are there to reduce the environmental background radiation. The mobile unit weights about 2.5 ton and is installed on a truck (Fig. 11.1). This mobile system is used in the measurements away from Helsinki. The mobile system includes a lead chair for the person to be measured and above that a lead shielded gamma ray detector. The amount of radioactive substances to be measured is usually small, therefore, the lead shielding is necessary in order to reduce the background radiation from the environment.

The measurement itself does not cause any additional exposure to radiation. The measurement is based on detection of gamma radiation emitted by the radioactive substances in the body. Today,  $^{137}\text{Cs}$  is the most common artificial radionuclide detected in these measurements.

### Groups of people to be measured

In 2009 the measurements were done in Helsinki, Rovaniemi and Tampere (for a map, see Fig. 9.1). A reference group from Helsinki has been monitored since 1965. The groups from Helsinki and Rovaniemi have been followed since 1999 and in 2001 a group from Tampere was added. These groups include volunteer children and teachers from local schools where different age groups are easily

available. The measured persons were interviewed for information on eating habits and consumption of certain foodstuffs known to contain rather high concentrations of  $^{137}\text{Cs}$ . Based on the results of these measurements the internal radiation dose for the people from artificial radioactive substances can be estimated.

### Results

The medians on the measurement results are presented for the adults (older than 14 years) in Helsinki, Rovaniemi and Tampere in Figure 11.2. The median suits better for the purpose than the mean because, when groups measured are small, a single large or small result gets too much weight (see Fig. 11.2). In the Helsinki group there were 29, Rovaniemi group 40 and in the Tampere group 33 persons measured. In Helsinki the highest content was 280 Bq and 10 persons below the detection level 50 Bq. In Rovaniemi the corresponding values were 290 Bq and 10 persons below 50 Bq and in Tampere 1063 Bq and 2 persons below 50 Bq. Some children were measured and their body contents were usually below 100 Bq. In addition, there were relatively more results among children below detection limit than among adults. This result is in good agreement with results from our earlier studies.

Figure 11.3 shows the mean  $^{137}\text{Cs}$  activity in the Helsinki reference group measured since 1965. The influence of the atmospheric nuclear weapons tests and of the Chernobyl accident on the body caesium activity is clearly visible.

The mean internal radiation dose from  $^{137}\text{Cs}$  in 2009 was estimated at 0.01 mSv/person, or less than 0.3% of the total mean annual radiation dose 3.7 mSv.

Contact person: Jussi Huikari, Radiation and Nuclear Safety Authority ([jussi.huikari@stuk.fi](mailto:jussi.huikari@stuk.fi))



**Kuva 11.1a.** Kokokehomittauksissa käytettävä liikkuva laboratorio.

**Bild 11.1a.** Det mobila laboratoriet som används för helkroppsmätningar.

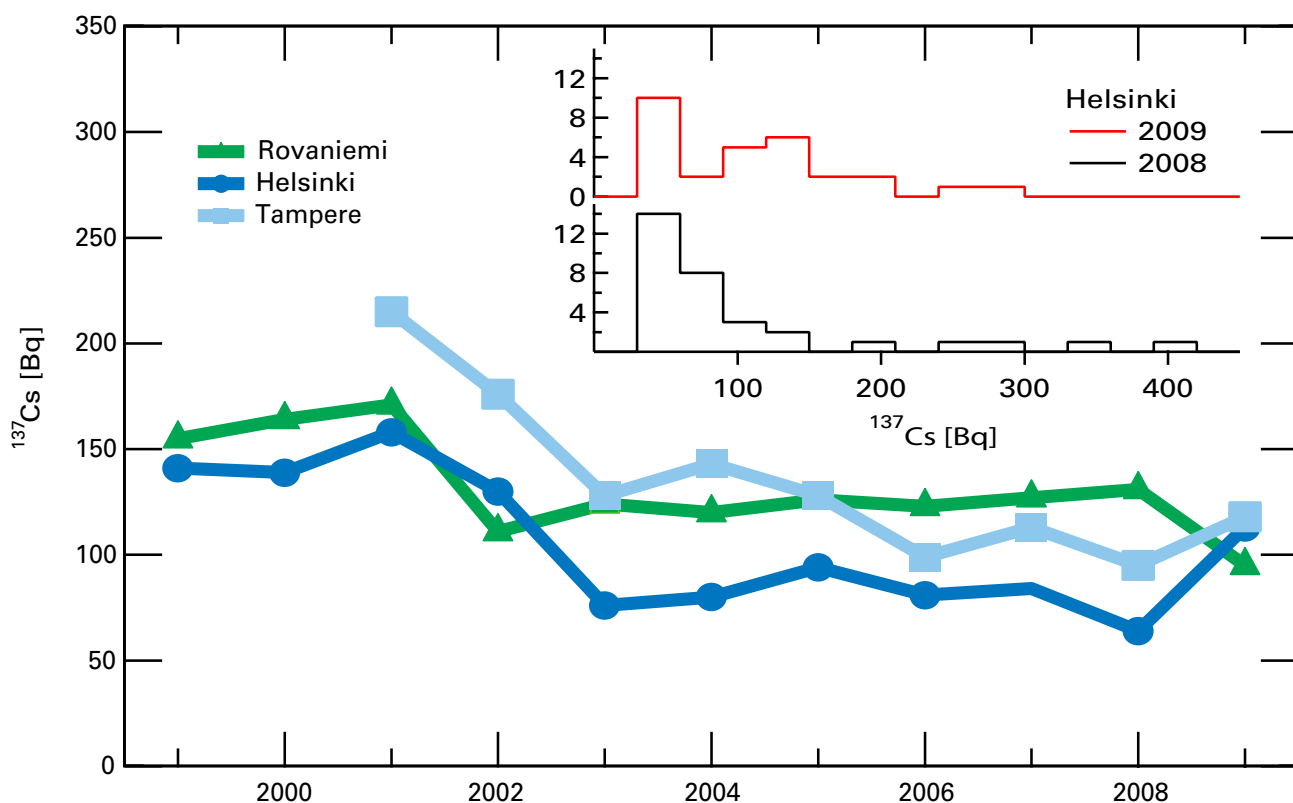
**Fig. 11.1a.** The mobile laboratory used in the whole-body measurements.



**Kuva 11.1b.** Liikkuvan laboratorion mittaustuoli.

**Bild 11.1b.** Mätningssol från det mobila laboratoriet.

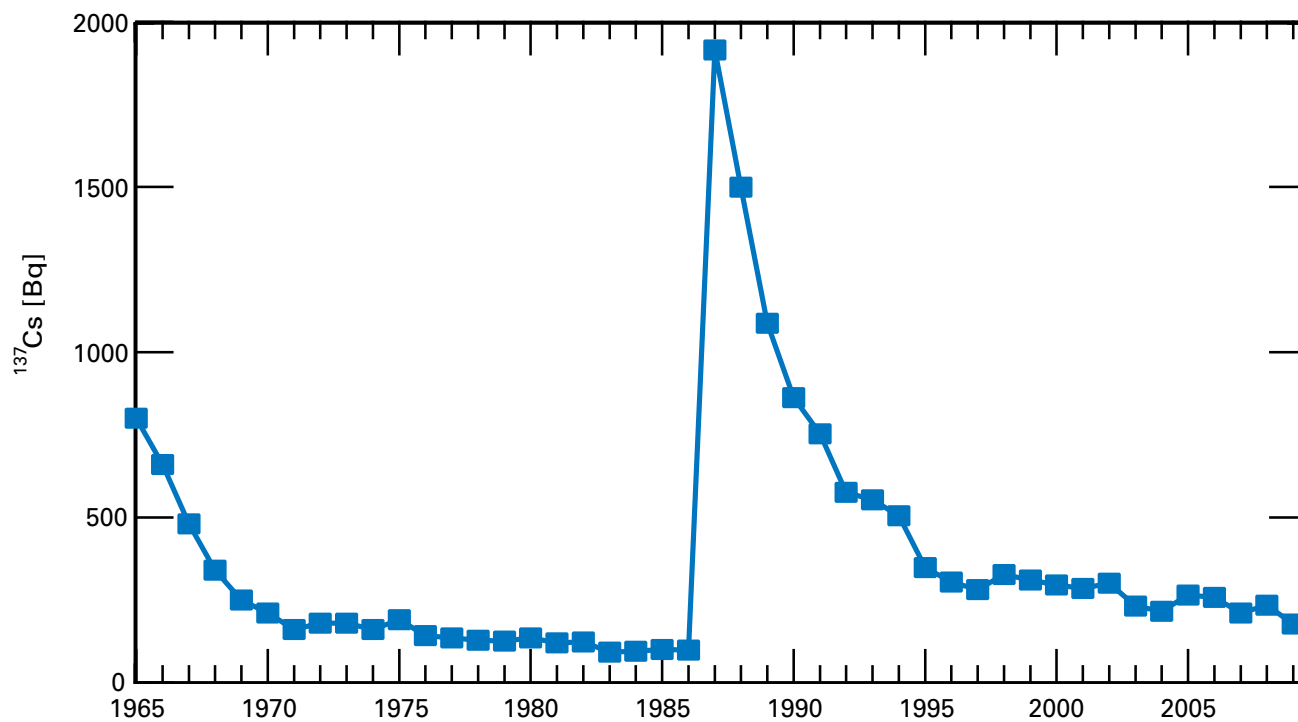
**Fig. 11.1b.** The measurement chair of the mobile unit.



**Kuva 11.2.** Kehossa oleva  $^{137}\text{Cs}$  aktiivisuus. Ryhmissä on mukana kaikki yli 14-vuotiaat, jotka kävivät mittauksessa. Varsinaisen kuvan sisällä olevissa histogrammeissa on Helsingin jakaumat 2008 ja 2009.

**Bild 11.2.** Kroppsinnehållet av  $^{137}\text{Cs}$  för kvinnor och män. I grupperna ingår alla personer äldre än 14 år som mättes. Histogrammet innanför figuren visar fördelningen av resultaten från skolmätningarna i Helsingfors 2008 och 2009.

**Fig. 11.2.** The  $^{137}\text{Cs}$  body content as a median for women and men. All persons older than 14 years are included in the groups. The inserted histogram shows the distributions of the measurement result for the Helsinki school group from 2008 and 2009.



**Kuva 11.3.** Kehossa oleva  $^{137}\text{Cs}$ :n aktiivisuus keskiarvona helsinkiläisessä vertailuryhmässä (mitattu vuosittain vuodesta 1965 lähtien).

**Bild 11.3.** Kroppsinnehållet av  $^{137}\text{Cs}$  som medelvärde för i referensgruppen från Helsingfors mätt årligen sedan 1965.

**Fig. 11.3.** Body content of  $^{137}\text{Cs}$  as mean in the Helsinki reference group measured annually since 1965 at STUK.

## 12 Radioaktiiviset aineet Itämeressä

Kaikki Itämeren maat ovat ratifioineet Helsingin sopimuksen eli Itämeren merellisen ympäristön suojelusopimuksen. Helsinki-komissio (HELCOM) koordinoi kansainvälistä yhteistyötä, joka huolehtii sopimuksen täytäntöönpanosta. Komission suosituksessa 26/3 on määritelty ohjelma, jonka avulla valvotaan radioaktiivisten aineiden esiintymistä, kulkeutumista ja määrää Itämeressä. Kaikki Itämeren rantavaltiot osallistuvat valvontaan omalla osuudellaan. Suomen osuutena on ottaa vuosittain noin 100 näytettä Itämeren vedestä, pohjasedimenteistä, kaloista ja muista eliöistä, analysoida niissä olevat radioaktiiviset aineet ja raportoida tulokset komission tietokantaan. Säteilyturvakeskus vastaa Suomen osuudesta ohjelmassa. Tuloksista laaditaan yhteisraportteja määräajoin. Lisäksi STUK ylläpitää päästörekisteriä, johon kaikkien Itämeren piirissä toimivien ydinvoimalaitosten radioaktiivisten aineiden päästöt raportoidaan vuosittain.

### Näytteenotto

Merivesi-, pohjasedimentti-, kala- ja muiden biotäytteenotteen (kuten levät ja pohjaeläimet) näytteenottopisteet on esitetty kuvassa 12.1. Näytteet otetaan kerran vuodessa tutkimusalue Arandalla, sekä rannikon läheisyydessä STUKin tai paikallisten näytteenottajien toimesta.

### Näytteiden käsittely ja analysointi

Näytteiden otossa, käsittelyssä ja analysoinnissa käytetään FINASin akkreditoimia menetelmiä (FINAS T167).

### Tulokset

Itämeri on ollut intensiivisen radioekologisen tutkimuksen kohteena jo 1950-luvun lopulta alkaen. Tshernobylin ydinvoimalaitoksessa 1986 tapahtunut onnettomuus lisäsi edelleen siihen kohdistunutta radioekologista mielenkiintoa, sillä Itämeri oli kaikkein eniten laskeumaa saanut merialue maapallolla.

Tshernobylin laskeuma jakautui hyvin epätasaisesti Itämeren valuma-alueelle; eniten laskeumaa kertyi Selkämeren ja itäisen Suomenlahden alueille. Vuosien kuluessa Tshernobylin-cesiumin levinneisyyskuva on muuttunut jokien tuoman cesiumin, vesimassojen sekoittumisen, merivirtojen ja sedimentoitumisen vaikutuksesta. Cesiumia on kulkeutunut virtausten mukana Suomenlahdelta ja Pohjanlahdelta varsinaiselle Itämerelle, ja edelleen Tanskan salmien kautta Pohjanmerelle.

Vuonna 2009 pinnan läheisen vesikerroksen <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet olivat Selkämerellä 44 becquereliä kuutiometrissä vettä (Bq m<sup>-3</sup>), varsinaisella Itämerellä vastaavasti 30–37, Perämerellä 10–33 ja Suomenlahdella 21–31. Pohjasedimenteissä <sup>137</sup>Cs:n kokonaismäärät pinnasta noin 30 cm syvyy-

teen olivat itäisen Suomenlahden ja Selkämeren havaintopaikoissa noin 36 000 ja 37 000 becquereliä neliömetrillä ( $\text{Bq m}^{-2}$ ), ja 800–5 000  $\text{Bq m}^{-2}$  muissa Itämeren havaintopaikoissa. Itämeren pohjaan arvioidaan olevan varastoituneena  $2,2 \times 10^{15}$   $\text{Bq } ^{137}\text{Cs}$ :a, joista yli puolet on sitoutuneena Selkämeren pohjasedimentteihin.

Vuonna 2009 cesiumin pitoisuudet olivat Suomen rannikoilta pyydetyissä hauissa 12–31 ja silakoissa 3–10 becquereliä kilossa ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ). Itämeren kaloista suomalaisille aiheutunut sisäisen säteilyannos oli alle 0,002 millisieverttiä ( $\text{mSv}$ ) vuonna 2009. Korkeimmat Itämeren kaloissa havaitut pitoisuudet olivat Tshernobylin onnettomuuden jälkeen Vaasasta vuonna 1990 pyydystetyissä hauissa (kuva 12.2) noin  $300 \text{ Bq kg}^{-1}$ .

---

Yhteyshenkilö: Tarja K. Ikäheimonen, Säteilyturvakeskus ([tarja.ikaheimonen@stuk.fi](mailto:tarja.ikaheimonen@stuk.fi))

## 12 Radioaktiva ämnen i Östersjön

Alla Östersjöländer har ratificerat Östersjökonventionen, Konventionen om skydd av Östersjöområdets marina miljö. Helsingforskommissionen (HELCOM) koordinerar det internationella samarbetet, som sörjer för konventionens genomförande. HELCOMs rekommendation 26/3 definierar programmet för övervakning av förekomst, transport och mängder av radioaktiva ämnen i Östersjön. Alla Östersjöländer deltar i övervakningen med egna nationella program. Finlands andel innebär ca 100 prov på havsvatten, bottensediment, fisk och annan biota, analysering av radioaktiva ämnen i dem och rapportering av resultaten till HELCOMs databas. STUK är ansvarigt för Finlands andel i programmet. Resultaten publiceras i gemensamma rapporter regelbundet. Därtill upprätthåller STUK ett utsläppsregister, i vilket parterna rapporterar årliga utsläppsdata från alla de kärnanstalter som är i drift i Östersjöområdet.

### Provtagning

Provtagningsplatserna för havsvatten, bottensediment, fisk och annan biota presenteras i bild 12.1. Prov tas årligen av det finska forskningsfartyget Aranda eller i kustområdena av STUKs personal eller andra lokala provtagare.

### Hantering och analys av proven

Provtagnings-, förbehandlings- och analysmetoderna har ackrediterats av FINAS (Ackrediterat testlaboratorium T167).

### Resultat

Sedan 1950-talet har Östersjön varit föremål för intensiva radioekologiska undersökningar. Olyckan i Tjernobyl år 1986 ökade vidare dess radioekologiska intresse, då Östersjön var det marina område som var mest påverkat av Tjernobylnedfallet. Nedfallet blev mycket ojämnt dispergerat i av-

rinningsområdet till Östersjön; områdena kring Bottenhavet och östra Finska viken mottog mest nedfall. Under årens lopp har spridningsbilden av Tjernobylcesium något förändrats som följd av älvutsläpp, blandning av vattenmassorna, havsströmmar och sedimentationsprocesser. Cesium har transporterats med havsströmmarna från Finska viken och Bottenhavet till den egentliga Östersjön och vidare ut från Östersjön genom de danska sunden. År 2009 var halterna av  $^{137}\text{Cs}$  i ytvattnet 44 becquerel per kubikmeter ( $\text{Bq m}^{-3}$ ) i Bottenhavet, 30–37 i den egentliga Östersjön, 10–33 i Bottenviken och 21–31 i Finska viken. Totalmängderna av  $^{137}\text{Cs}$  i bottensedimenten var ca 36 000 och 37 000 becquerel per kvadratmeter ( $\text{Bq m}^{-2}$ ) i provtagningsstationerna av den östra Finska viken och Bottenhavet och 800–5 000  $\text{Bq m}^{-2}$  i de andra stationerna vid Östersjön. Totalmängden av  $^{137}\text{Cs}$  i Östersjöns sediment var ca  $2,2 \times 10^{15}$  Bq. Över hälften av denna var bunden i Bottenhavets sediment. År 2009 var cesiumhalterna i gäddorna och strömmingarna 12–31  $\text{Bq kg}^{-1}$  och 3–10  $\text{Bq kg}^{-1}$  vid den Finska kusten. Den interna stråldosen från Östersjöfiskarna till finnarna bedömdes till 0,002 mSv år 2009. De högsta  $^{137}\text{Cs}$ -halterna som mättes i Östersjöfiskar efter Tjernobylnedfallet var 300  $\text{Bq kg}^{-1}$  i gäddor från Vasa år 1990 (bild 12.2).

---

Kontaktperson: Tarja K. Ikäheimonen, Strålsäkerhetscentralen ([tarja.ikaheimonen@stuk.fi](mailto:tarja.ikaheimonen@stuk.fi))

## 12 Radioactive substances in the Baltic Sea

All the Baltic Sea countries have ratified the Helsinki Convention, the Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area. The Helsinki Commission (HELCOM) co-ordinates the international co-operation focusing on the implementation of the Convention. Recommendation 26/3 of the HELCOM defines the programme for monitoring the occurrence, transport and amounts of radionuclides in the Baltic Sea. All the Baltic Sea countries contribute to the monitoring with their own national programmes. The Finnish contribution consists of about 100 annual samples from seawater, bottom sediments, fish and other biota, analysis of radioactive substances and reporting of the results to the HELCOM database. STUK is responsible for the Finnish part of the programme. The results are published in Joint Reports regularly. In addition, STUK maintains a Discharge Register, to which the Contracting Parties report annually discharge data from all nuclear facilities operating in the Baltic Sea area.

### Sampling

The sampling stations or areas for seawater, bottom sediments, fish and other biota are shown in Fig. 12.1. The samples are taken annually on board of the Finnish Research Vessel Aranda or in the coastal areas by the staff of STUK or other local people.

### Pre-treatment and analysis

The methods used in sampling, pre-treatment and analysis are accredited by FINAS (Accredited testing laboratory T167).

### Results

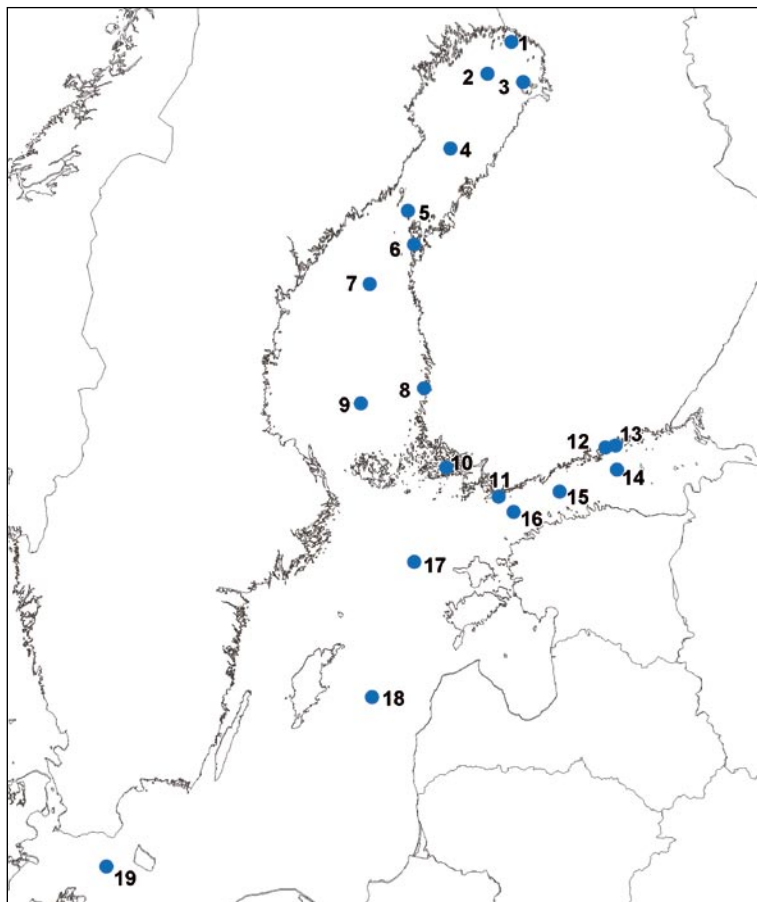
Since the late 1950's the Baltic Sea has been an object of intensive radioecological studies. The accident at the Chernobyl NPP, in 1986, increased further its radioecological interest because the Baltic was the marine area most affected by the Chernobyl fallout. The fallout from Chernobyl was very unevenly

dispersed in the drainage area of the Baltic Sea; the areas of the Bothnian Sea and the eastern part of the Gulf of Finland received most of deposition. In the course of time the distribution pattern of the Chernobyl-derived cesium has somewhat changed as a consequence of river discharges, mixing of water masses, sea currents and sedimentation processes. Cesium has been transported by sea currents from the Gulf of Finland and the Gulf of Bothnia into the Baltic Proper and further out from the Baltic Sea through the Danish Straits. In 2009, the  $^{137}\text{Cs}$  concentrations of surface water were 44 becquerel in cubic metre ( $\text{Bq m}^{-3}$ ) in the Bothnian Sea, 30–37 in the Baltic Proper, 10–33 in the Bothnian Bay and 21–31 in the Gulf of Finland respectively. The total amounts of  $^{137}\text{Cs}$  in bottom sediments were about 36 000 and 37 000  $\text{Bq m}^{-2}$  at the sampling stations of the eastern Gulf of Finland and the Bothnian Sea. At the other stations of the Baltic Sea the amounts of cesium were clearly smaller: 800–5 000  $\text{Bq m}^{-2}$ . According to a recent evaluation, the total inventory of  $^{137}\text{Cs}$  in the Baltic Sea sediments was about  $2.2 \times 10^{15}$  Bq, and more than half from this was bound in the seabed of the Bothnian Sea. In 2009, the cesium concentrations were 12–31  $\text{Bq kg}^{-1}$  in pikes and 3–10  $\text{Bq kg}^{-1}$  in Baltic herrings caught from the Finnish coasts. The internal radiation dose from Baltic Sea fish to Finnish people was estimated to be less than 0.002 mSv in 2009. The highest activity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  found after the Chernobyl accident in Baltic Sea fish was 300  $\text{Bq kg}^{-1}$  in pikes caught from Vaasa in 1990 (Fig 12.2).

---

Contact person: Tarja K. Ikäheimonen, Radiation and Nuclear Safety Authority ([tarja.ikaheimonen@stuk.fi](mailto:tarja.ikaheimonen@stuk.fi))

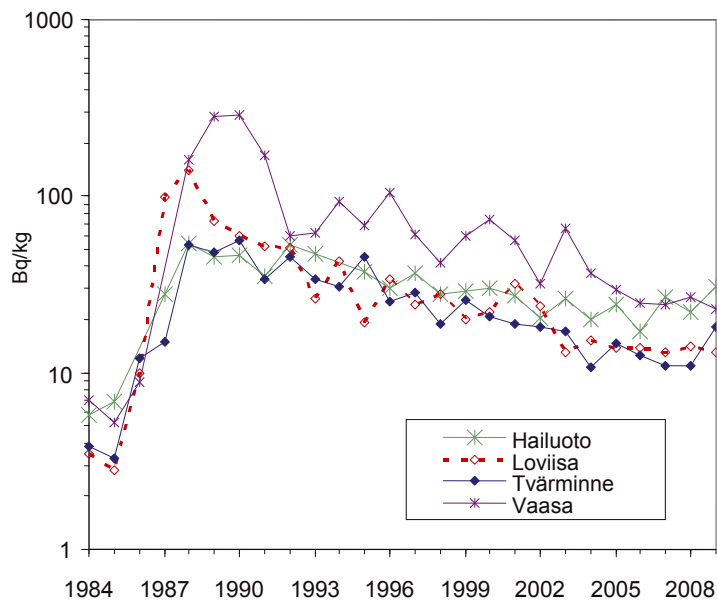




**Kuva 12.1.** Näytteenottopisteet merivedelle, pohjasedimentille, kaloille ja muulle biotalle.

**Bild 12.1.** Provtagningsplatserna för havsvatten, botten sediment, fisk och annan biota.

**Fig. 12.1.** Sampling stations and areas for sea water, bottom sediment, fish and other biota.



**Kuva 12.2.**  $^{137}\text{Cs}$ :n aktiivisuuspitoisuus ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ) Itämerestä pyydystetyssä kalassa (hauki) vuosina 1984-2009.

**Bild 12.2.** Fiskarnas (gädda)  $^{137}\text{Cs}$ -halter ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ) i Östersjö åren 1984-2009.

**Fig. 12.2.** Activity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  ( $\text{Bq kg}^{-1}$ ) in fish (pike) in the Baltic Sea during 1984-2009.





**Kuva 12.3.** Rakkolevänäytteenottoa (kuva Erkki Ilus).

**Bild 12.3.** Provtagning av havstång (foto Erkki Ilus)

**Fig. 12.3.** Sampling seaweed (photo Erkki Ilus).

---

# STUK-B-sarjan julkaisuja

## STUK-B-rapporter

## STUK-B reports

- STUK-B 124** Kainulainen E (toim.) Ydinturvallisuus. Neljännesvuosiraportti 2/2010. international cooperation and the Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty. Annual report 2009.
- STUK-B 123** Weltner A (toim.) Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapah-  
tumat. Kolmannesvuosiraportti 1/2010. **STUK-B 113** Weltner A (toim.). Säteilytilanteisiin ja poikkeaviin tapahtumiin varautuminen. Vuosiraportti 2009
- STUK-B 122** Rantanen E (ed.) Radiation practices. Annual report 2009. **STUK-B 112** Kainulainen E (toim.). Ydin-  
turvallisuus. Neljännesvuosiraportti 4/2009.
- STUK-B 121** Tenkanen-Rautakoski P (toim.). Radiologisten tutkimusten ja toimenpiteiden määrät vuonna 2008. **STUK-B 111** Safety assessment of Olkiluoto NPP units 1 and 2. Decision of the Radiation and Nuclear Safety Authority regarding the periodic safety review of the Olkiluoto NPP.
- STUK-B 120** Finnish report on nuclear safety. Finnish 5th national report as referred to in Article 5 of the Convention on Nuclear Safety. **STUK-B 110** Kainulainen E (toim.). Ydin-  
turvallisuus. Neljännesvuosiraportti 3/2009.
- STUK-B 119** Kainulainen E (toim.) Ydin-  
turvallisuus. Neljännesvuosiraportti 1/2010. **STUK-B 109** Havukainen R, Bly R, Markkanen M. Säteilyturvallisuudesta vastaavan johtajan kou-  
lutus Suomessa vuonna 2008.
- STUK-B 118** Kainulainen E (ed.) Regulatory over-  
sight of nuclear safety in Finland. Annual report 2009. **STUK-B 108** Kainulainen E (toim.). Ydin-  
turvallisuus. Neljännesvuosiraportti 2/2009.
- STUK-B 117** Mustonen R (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2009. – Strålningsövervakning av miljön i Finland. Årsrapport 2009. – Surveillance of Environmental Radiation in Finland. Annual Report 2009. **STUK-B 107** Rantanen E (ed.). Radiation practi-  
ces. Annual report 2008.
- 
- STUK-B-raportit STUKin verkkosivuilla:**  
[www.stuk.fi/julkaisut\\_maaraykset/fi\\_FI/  
listaus/?sarja=STUK-B](http://www.stuk.fi/julkaisut_maaraykset/fi_FI/listaus/?sarja=STUK-B)
- STUK-B-rapporter på STUKs hemsidor:**  
[www.stuk.fi/julkaisut\\_maaraykset/sv\\_FI/  
listaus/?serien=STUK-B](http://www.stuk.fi/julkaisut_maaraykset/sv_FI/listaus/?serien=STUK-B)
- STUK-B reports on STUK's home pages:**  
[www.stuk.fi/julkaisut\\_maaraykset/en\\_GB/](http://www.stuk.fi/julkaisut_maaraykset/en_GB/)





Laippatie 4, 00880 Helsinki  
Puh. (09) 759 881, fax (09) 759 88 500  
[www.stuk.fi](http://www.stuk.fi)

ISBN 978-952-478-572-3  
ISSN 0781-1713

Editä Prima Oy, Helsinki 2010